

VYSOKÁ ŠKOLA BÁŇSKÁ -
TECHNICKÁ UNIVERZITA OSTRAVA
HORNICKO-GEOLOGICKÁ FAKULTA
Katedra environmentálního inženýrství

**Možnosti využití fytoremediace
na kontaminovaném území bývalého
podniku DEZA – LAHOS v Ostravě
pomocí *Cannabis sativa*.**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Autor práce: Bc. Adam Kožušník
Vedoucí práce: prof. Ing. Vladimír Lapčík, CSc.

2020

VŠB – TECHNICAL UNIVERSITY OF OSTRAVA
FACULTY OF MINING AND GEOLOGY
Institute of environmental engineering

Possibilities of using phytoremediation
in the contaminated area of the former
company DEZA - LAHOS in Ostrava using
Cannabis sativa.

THESIS

Author: Bc. Adam Kožušník
Supervisor: prof. Ing. Vladimír Lapčík, CSc.

2020

Zadání diplomové práce

Student:

Bc. Adam Kožušník

Studijní program:

N2102 Nerostné suroviny

Studijní obor:

3904T005 Environmentální inženýrství

Téma:

Možnosti využití fytořemediace na kontaminovaném území bývalého podniku DEZA – LAHOS v Ostravě pomocí Cannabis sativa
Possibilities of Using Phytoremediation in the Contaminated Area of the Former Company DEZA - LAHOS in Ostrava Using Cannabis sativa

Jazyk vypracování:

čeština

Zásady pro vypracování:

1. Úvod a cíl práce
2. Technologie fytořemediace
3. Popis lokality browfieldu DEZA-LAHOS
4. Experimentální část
5. Diskuse
6. Závěr

Seznam doporučené odborné literatury:

PATRA, Deepak Kumar, Chinmay PRADHAN and Hemanta Kumar PATRA. Toxic metal decontamination by phytoremediation approach: Concept, challenges, opportunities and future perspectives. Environmental Technology & Innovation. 2020. DOI: 10.1016/j.eti.2020.100672. ISSN 23521864.

TURNER, Brett D., Scott W. SLOAN a Glenn R. CURRELL. Novel remediation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from contaminated groundwater using Cannabis Sativa L. (hemp) protein powder. Chemosphere. 2019, 229, 22-31. 2020-02-16]. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.04.139. ISSN 00456535.

ALI, Nasir, Fazal HADI a Muhammad ALI. Growth stage and molybdenum treatment affect cadmium accumulation, antioxidant defence and chlorophyll contents in Cannabis sativa plant. Chemosphere. 2019, 236. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.124360. ISSN 00456535.

MEERS, E., A. RUTTENS, M. HOPGOOD, E. LESAGE a F.M.G. TACK. Potential of Brassica rapa, Cannabis sativa, Helianthus annuus and Zea mays for phytoextraction of heavy metals from calcareous dredged sediment derived soils. Chemosphere. 2005, 61(4), 561-572. 2020-02-16]. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.02.026. ISSN 00456535.

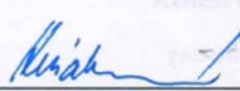
LINGER, P., J. MÜSSIG, H. FISCHER a J. KOBERT. Industrial hemp (Cannabis sativa L.) growing on heavy metal contaminated soil: fibre quality and phytoremediation potential. Industrial Crops and Products. 2002, 16(1), 33-42. DOI: 10.1016/S0926-6690(02)00005-5. ISSN 09266690.

Formální náležitosti a rozsah diplomové práce stanoví pokyny pro vypracování zveřejněné na webových stránkách fakulty.

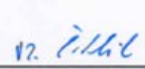
Vedoucí diplomové práce: **prof. Ing. Vladimír Lapčík, CSc.**

Datum zadání: 31.10.2019

Datum odevzdání: 30.04.2020


doc. Ing. Silvie Heviánková, Ph.D.
vedoucí katedry




prof. Ing. Vladimír Slivka, CSc., dr.h.c.
děkan fakulty

ABSTRAKT

Znečištění životního prostředí škodlivinami není problém pouze v naší republice, ale jedná se o problém celosvětový. Jednou z metod, které sanují půdy, jsou fytořemediace. Tato metoda umožňuje dekontaminaci lokalit přímo na místě, tzv. in-situ. Jedná se o jednu z nejudržitelnějších metod z ekonomického a environmentálního pohledu. Ačkoliv je fytořemediace okamžitě méně účinná než fyzikální metody a je z časového hlediska náročná, má svůj velký potenciál. V práci je uveden orientační přehled rostlin, které se pro fytořemediace využívají s uvedením sanace, které je možné využít. Experimentální část popisuje fytořemediace druhého největšího brownfieldu na Ostravsku, lokality DEZA-Ostrava, kde bylo jako fytořemediační rostlina použito konopí seté (*Cannabis sativa*). Pokusy ukázaly dobré fytořemediační vlastnosti této rostliny. Analýzy na Atomovém absorpčním spektrometru (AAS) i Spektrometru s indukčně vázanou plazmou ICP-MS prokázaly přítomnost Cu, Ni, Zn, As, Cd, Co, Cr, Pb ve všech hlavních částech rostliny – kořenu, stonku i herbě. Sanace dané oblasti pomocí konopí setého (*Cannabis sativa*) je vhodnou alternativou jiných dekontaminačních metod.

Klíčová slova: (fytořemediace, kontaminované zeminy, toxické kovy, akumulace, sanace půd)

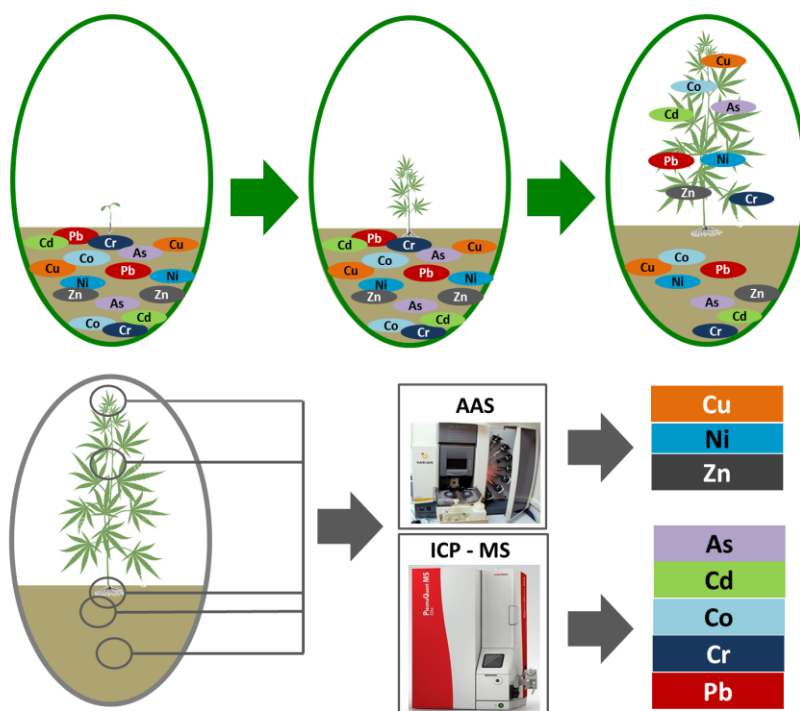
ABSTRACT

Pollution of the environment with pollutants is not only a problem in our republic, but it is a global problem. One of the methods that remediate soils is phytoremediation. This method enables decontamination of sites directly on site, so-called in-situ. This is one of the most sustainable methods from an economic and environmental point of view. Although phytoremediation is immediately less effective than physical methods and is time consuming, it has great potential. The thesis provides an indicative overview of plants that are used for phytoremediation with an indication of remediation that can be used. The experimental part describes the phytoremediation of the second largest brownfield in the Ostrava region, the DEZA-Ostrava locality, where hemp (*Cannabis sativa*) was used as a phytoremediation plant. Experiments have shown good phytoremediation properties of this plant. Analyzes on the Atomic Absorption Spectrometer (AAS) and the Inductively

Coupled Plasma Spectrometer (ICP-MS) showed the presence of Cu, Ni, Zn, As, Cd, Co, Cr, Pb in all main parts of the plant - root, stem and herb. Remediation of the area with hemp (*Cannabis sativa*) is a suitable alternative to other decontamination methods.

Keywords: (phytoremediation, contaminated soils, toxic metals, accumulation, remediation soils)

GRAFICKÝ ABSTRAKT / GRAPHICAL ABSTRACT

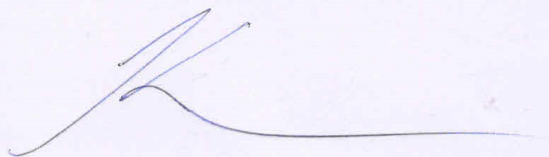


Prohlášení autora diplomové práce

- Celou diplomovou práci včetně příloh, jsem vypracoval samostatně a uvedl jsem všechny použité podklady a literaturu. Byl jsem seznámen s tím, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č.121/2000 Sb. - autorský zákon, zejména § 35 – využití díla v rámci občanských a náboženských obřadů, v rámci školních představení a využití díla školního a § 60 – školní dílo.
- Beru na vědomí, že Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava (dále jen VŠB-TUO) má právo nevýdělečně, ke své vnitřní potřebě, diplomovou práci užít (§ 35 odst. 3).
- Souhlasím s tím, že jeden výtisk bude uložen u vedoucího diplomové práce. Souhlasím s tím, že údaje o diplomové práci, obsažené v Záznamu o závěrečné práci, umístěném v příloze mé diplomové práce, budou zveřejněny v informačním systému VŠB-TUO.
- Souhlasím s tím, že diplomová práce je licencována pod Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 3.0 Unported licencí. Pro zobrazení kopie této licence, je možno navštívit <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/>
- Bylo sjednáno, že s VŠB-TUO, v případě zájmu o komerční využití z její strany, uzavřu licenční smlouvu s oprávněním užít dílo v rozsahu § 12 odst. 4 autorského zákona.
- Bylo sjednáno, že užít své dílo – diplomovou práci nebo poskytnout licenci k jejímu komerčnímu využití mohu jen se souhlasem VŠB-TUO, která je oprávněna v takovém případě ode mne požadovat přiměřený příspěvek na úhradu nákladů, které byly VŠB-TUO na vytvoření díla vynaloženy (až do jejich skutečné výše).

V Ostravě dne 20. 5. 2020

Bc. Adam Kožušník



PODĚKOVÁNÍ

Rád bych poděkoval prof. Ing. Vladimírovi Lapčíkovi, CSc. za cenné rady, věcné připomínky a vstřícnost při konzultacích a vypracování diplomové práce. Zároveň bych chtěl poděkovat neziskovému spolku TRAWA z.s., který mi umožnil přístup na zkoumanou lokalitu DEZA-LAHOS, a poskytl cenné informace v oblasti výzkumu. Závěrem bych chtěl poděkovat Ing. Tomáši Bouchalovi, Ph.D. za pomoc s námětem diplomové práce a konzultace spojené s problematikou dekontaminace.

OBSAH

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | ÚVOD..... | 1 |
| 1.1 | Cíl práce | 2 |
| 2 | TECHNOLOGIE FYTOREMIDIACE | 3 |
| 2.1 | Fytodegradace | 7 |
| 2.2 | Fytostabilizace..... | 7 |
| 2.3 | Fytovolatilizace | 7 |
| 2.4 | Fytoextrakce | 7 |
| 2.5 | Fytofiltrace | 8 |
| 2.6 | Rhizodegradace | 8 |
| 2.7 | Fytodesalinace..... | 9 |
| 3 | POPIS LOKALITY BROWNFIELDU DEZA-LAHOS | 20 |
| 3.1 | Historie závodu | 22 |
| 3.2 | Rozvoj závodu podle množství zpracovávaného dehtu | 22 |
| 3.3 | Poválečná historie | 23 |
| 4 | EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST..... | 28 |
| 4.1 | Sběr <i>Cannabis sativa</i> v testovací lokalitě | 28 |
| 4.2 | Sušení <i>Cannabis sativa</i> v testovací lokalitě | 30 |
| 4.3 | Sběr <i>Cannabis sativa</i> v testovací lokalitě | 32 |
| 4.4 | Atomová absorpční spektrometrie | 33 |
| 4.5 | ICP – MS spektrometrie..... | 38 |
| 4.6 | Výsledky měření | 41 |
| 4.6.1 | Množství mědi (Cu)..... | 41 |
| 4.6.2 | Množství niklu (Ni) | 41 |
| 4.6.3 | Množství zinku (Zn) | 42 |
| 4.6.4 | Množství arsenu (As)..... | 43 |
| 4.6.5 | Množství kadmia (Cd) | 43 |
| 4.6.6 | Množství kobaltu (Co)..... | 44 |
| 4.6.7 | Množství chromu (Cr) | 44 |
| 4.6.8 | Množství olova (Pb)..... | 45 |
| 5 | DISKUZE | 46 |
| 5.1 | Nyní je půda čistá, ale co s takovým konopím? | 49 |

| | |
|---------------------------------------|-----------|
| 6 ZÁVĚR | 50 |
| SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY..... | 52 |
| SEZNAM OBRÁZKŮ | 73 |
| SEZNAM TABULEK..... | 75 |

1 ÚVOD

Většina lidské činnosti, jako je průmyslová výroba, těžba, tavení kovů, přispívá ke kontaminaci vod a půd velkým množstvím a druhem. K této činnosti je nutné započítat perzistentní těžké kovy v půdě, které mohou být absorbovány rostlinnými tkáněmi a mohou tedy vstoupit do biosféry a agregovat se v trofických úrovních potravinové sítě. K čištění půdy kontaminované těžkými kovy je k dispozici několik fyzikálních, chemických a biologických sanačních technik, a to in-situ i ex-situ (Shah et al., 2020). Fytoremediace je mezi nimi nejudržitelnější technika po stránce ekonomické a ekologické (Chen et al., 2020). Ačkoli je fytoremediace méně účinná než fyzikální metody, je stále ve vývojové fázi, a proto je nutné přeměřovat výzkumné činnosti pro její komerční využití. Tato metoda je také nejvýhodnější po stránce ekonomické i ekologické (Chauhan et al., 2020; Praveen et al., 2020).

Kontaminované zeminy a její části mohou být sanovány různými metodami. Jedná se hlavně o odstranění, izolace, spalování, stabilizace, vitifikace, tepelné zpracování, extrakce rozpouštědlem, chemická oxidace atd. Tyto metody, většinou ex situ, mají tu nevýhodu, že jsou velmi drahé a v některých případech zahrnují také přesun kontaminovaných materiálů na místa zneškodnění, čímž se zvyšuje riziko sekundárního znečištění životního prostředí a jeho kontaminace (Raj et al., 2020). Proto se v současné době upřednostňují metody in situ, které jsou méně škodlivé pro životní prostředí a také hospodárnější z ekonomického hlediska. V této souvislosti nabízí biotechnologie fytoremediační techniky jako vhodnou alternativu (Tang et al., 2009).

Znečištění půdy organickými kontaminanty je jedním z nekonzistenčních ekologických problémů, které dnes představují závažné ohrožení lidí a životního prostředí. Kriticky jsou zapotřebí inovativní strategie pro sanaci půd kontaminovaných organickými látkami. Fytoremediace založená na synergických účincích rostlin a jejich přidružených mikroorganismů byla uznána jako účinný in situ přístup k sanaci půdy. Vhodné kombinace rostlin a jejich přidružených endofytů mohou zlepšit růst rostlin a zvýšit biologickou degradaci organických kontaminantů v rchosféře anebo endosféře, což dramaticky urychluje odstraňování organických znečišťujících látek z půdy. Aby se však fytoremediace stala široce přijímanou a předvídatelnou alternativou, je nutné důkladné porozumění interakcím mezi rostlinami a endofyty. V poslední době bylo provedeno mnoho studií mechanismů fytoremediace organických kontaminantů v půdách pomocí

endofytů (Feng et al., 2017). V této závěrečné práci je rešeršně zpracován přehled nejvýznamnějších rostlin vhodných pro fytořemediace. Experimentální část použití konopí setého (*Cannabis sativa*) při fytořemediaci při poloprovozních testech dané oblasti. Jako pokusná plocha byla využita plocha areálu LAHOS-DEZA v Ostravě – Zábřehu.

1.1 Cíl práce

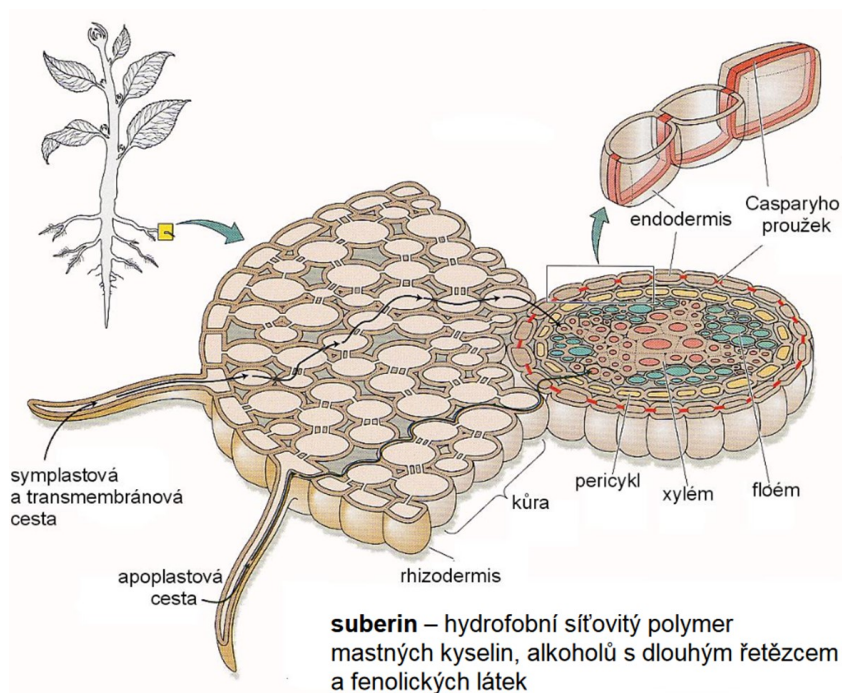
Cílem této práce je:

- zpracovat rešerši vybraných rostlin a jejich fytořemediačních vlastností,
- popsat lokalitu, kde budou probíhat poloprovozní zkoušky,
- poloprovozně vyzkoušet fytořemediační schopnost (*Cannabis sativa*),
- analyticky zpracovat vzorky, které prokáží nebo neprokáží přítomnost toxických kovů.
- vyhodnotit tento výzkum formou diskuze.

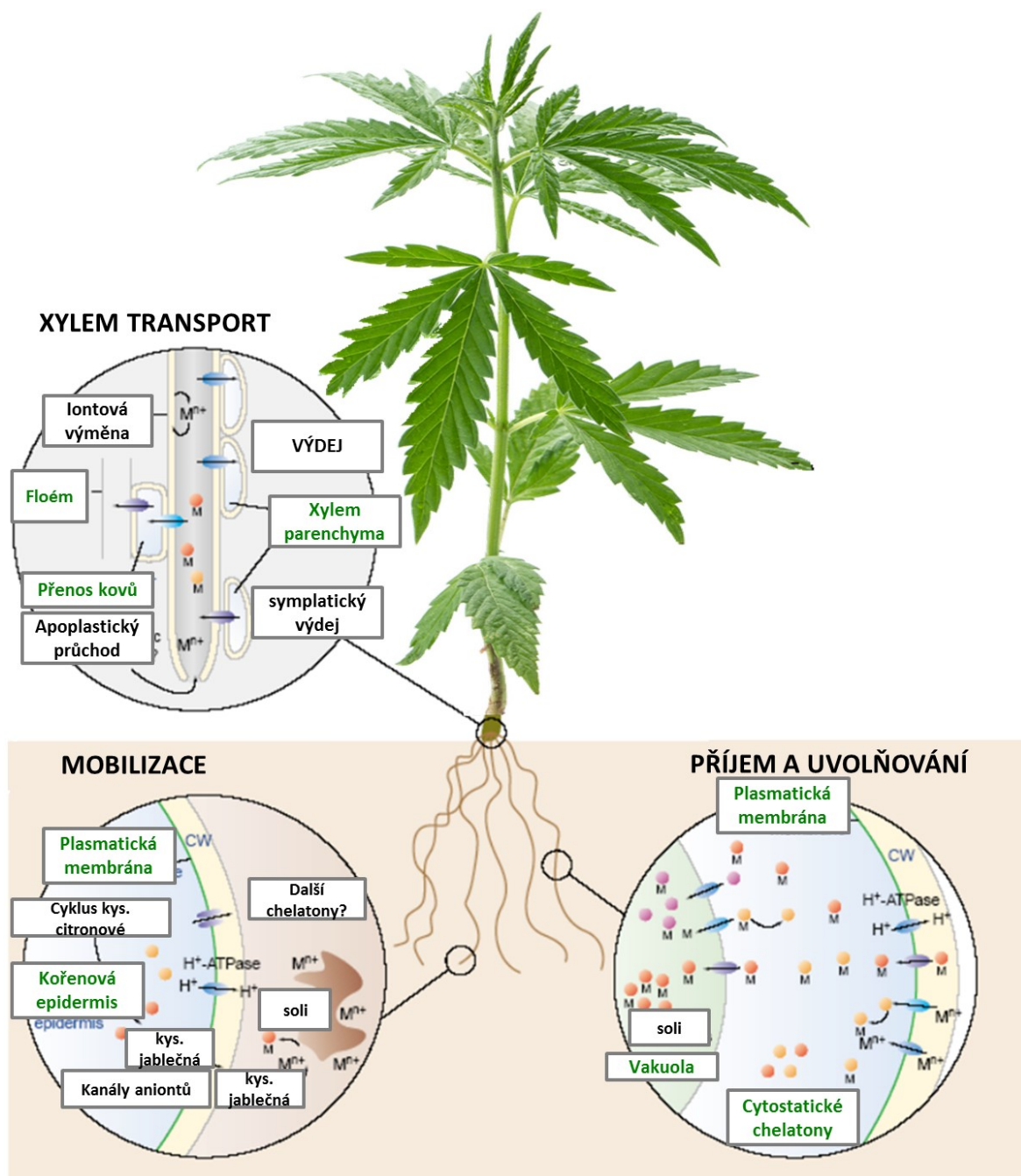
2 TECHNOLOGIE FYTOREMEDIACE

Historie fytořemediace začíná asi před 300 lety při vypouštění odpadních vod, ale myšlenka využití rostlin k odstranění těžkých kovů a dalších sloučenin byla poprvé využita v roce 1983 (Blaylock, 1999). Fytořemediační slovo pocházelo z řeckého prefixu „fyto“, což znamená rostlinu, a latinského sufixu „remedium“, což znamená vyčistit nebo obnovit. Tento termín se ve skutečnosti vztahuje na technologie založené na rostlinách, které k čištění kontaminovaných ekosystémů používají buď přirozeně se vyskytující, nebo geneticky upravené rostliny. Termín fytořemediace „vytvořil“ Ilya Raskin z Biotechnologického centra pro zemědělství a životní prostředí Rutgers University v roce 1989. Ve světě je několik organických a anorganických znečišťujících látek, ale kontaminace půdy těžkými kovy je velkým problémem. V Evropské unii představuje kontaminace půdy těžkými kovy více než 37 %, následuje 33,7 % minerálními oleji, 13,3 % polycyklickými aromatickými uhlovodíky a dalších (EEA, 2007). Fytořemediace zahrnuje širokou škálu znečišťujících látek, jako jsou anorganické chemikálie včetně těžkých kovů, metaloidů, mnoho organických látek včetně perzistentních organických znečišťujících látek a radioaktivních prvků. Fytořemediace získala v posledních desítkách let velkou popularitu a v mnoha zemích byla považována za přijatelnou techniku kvůli její efektivitě ve srovnání s tradičními postupy. Řada společností se zabývá fytořemediací různých kontaminovaných míst a několik fytořemediačních projektů bylo úspěšně dokončeno po celém světě. Je však na čase také prozkoumat „udržitelnou fytořemediaci“ kontaminované půdy využívající energetické plodiny (**obrázek č. 1**). Využití nejdých trvalých energetických plodin pro sanaci kontaminovaných území bylo považováno za udržitelný přístup fytořemediace s ekonomickou návratností. Možnost využití energetických plodin v EU fytořemediací kontaminovaných půd lze dosáhnout zapojením praktiků, vědců, tvůrců politik, fytořemediačních společností, zemědělců atd. Ukazuje se, že je možné potenciální energetické plodiny na celém světě použít současně k produkci biopaliv i pro fytořemediaci. Fytořemediace je nejen šetrná k životnímu prostředí, ale i šetrná k životnímu prostředí (Glass, 2000). Mezi řadu přínosů pro životní prostředí patří zlepšená biologická rozmanitost, ochrana půdy, sekvestrace uhlíku, správa povodí, různé zdroje energie a estetika, stabilita a udržitelnost. Fytořemediace je nejen šetrná k životnímu prostředí, ale i ekologicky výhodná (Adams et al., 2013).

Studují se vlastnosti kovů a jejich účinek na rostliny, např. kadmium (Cd) je jedním z nejtoxičtějších těžkých kovů, který snižuje produktivitu plodin a je hrozbou pro celý potravinový řetězec, včetně lidského zdraví. Vědci vybírají a studují nové odrůdy se zvýšenou kapacitou pro fytořemediační účely a snaží se zajistit toleranci takových rostlin (Navarro-León et al., 2020). Rostliny mají řadu mechanismů, které řídí příjem, akumulaci, výměnu a detoxikaci Cd a dalších kovů. Existuje rozsáhlý výzkum schopnosti konopí působit jako fytořemediator. Italská studie zveřejněná v *Plant and Soil* (Citterio et al., 2003) ukázala, že konopí mělo schopnost absorbovat kadmium, chrom a nikl z půdy, a že vysoké koncentrace těžkých kovů měly vliv na morfologii rostlin. V roce 2005 německá studie zveřejněná v časopisu *Biologia* dospěla k závěru, že konopí nebylo ovlivněno kořenovými koncentracemi kadmia až 800 mg/kg, ale koncentrace listů a stonků 50 - 100 mg/kg „měla silný vliv na životaschopnost rostlin a vitalitu“. Tato studie také poznamenala, že pH půdy ovlivnilo rychlost absorpce kadmia (Linger et al., 2005). Příjem živin do rostliny je složitý proces, který je naznačen na **obrázek číslo 1**.



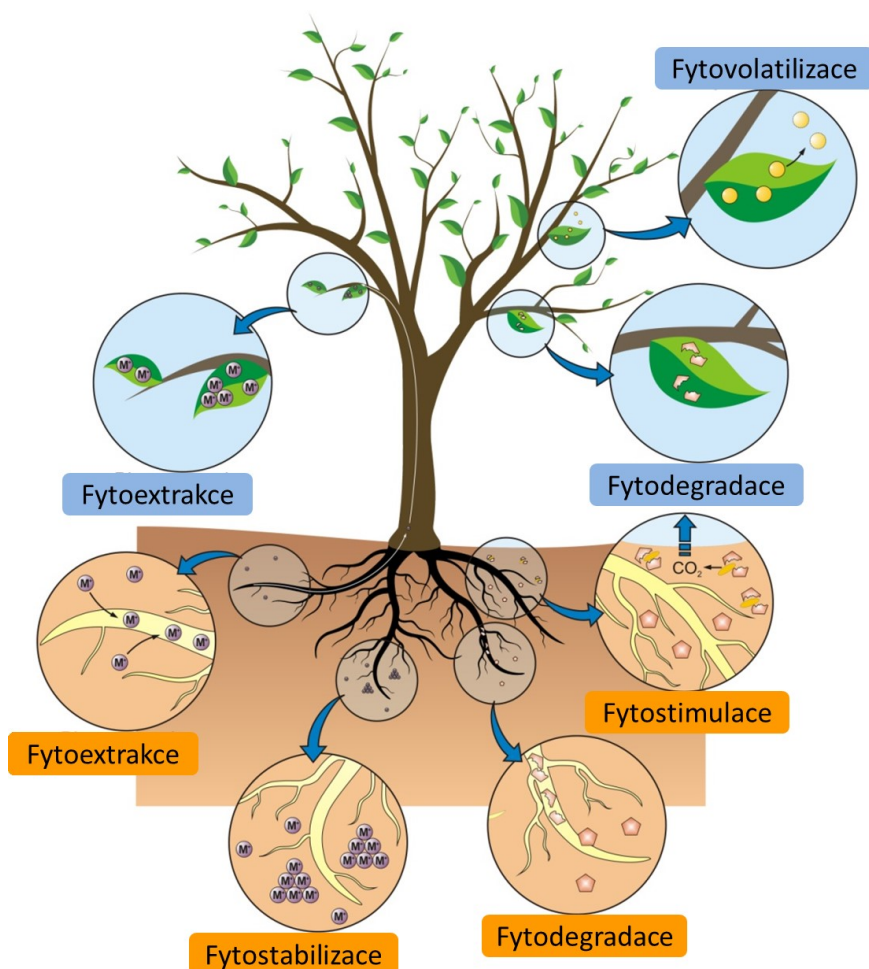
Obrázek 1: Stavba kořene (Soudek, vlastní zpracování)



Obrázek 2: Distribuce toxických kovů do rostliny (zpracování autor)

Podle Shi, 2010 studie. Konopí vykázalo „malé inhibice růstu rostlin“, což ukazuje na „silnou toleranci k vysokým koncentracím Zn“. S rostoucím zaměřením na obnovitelné materiály a problémy udržitelnosti je v současnosti vývoj nekonvenčních materiálů z přírodních zdrojů a komplexních vlastností oblastí rozsáhlého výzkumu kvůli jejich potenciálním aplikacím v biosorpčních procesech pro odstraňování znečišťujících látek.

Mezi nimi je na předním místě konopná rostlina (*Cannabis sativa*), jednoletá průmyslová plodina s vysokým výnosem pěstovaná pro vlákna a semena, jedním z nejslibnějších materiálů pro biosorpci kovových iontů. Fytořemediace podstatě obsahují více různých strategií, i když více než jedna může být použita rostlinou současně (Morin-Crini et al., 2019).



Obrázek 3: Techniky fytořemediace (Favas. 2014, upravil autor)

Techniky fytořemediace zahrnují různé způsoby postupu v závislosti na chemické povaze a vlastnostech kontaminující látky (pokud je inertní, těkavá nebo podléhá degradaci v rostlině nebo v půdě) a charakteristikách rostlin (Favas et al., 2014). To vše je znázorněné na **obrázku číslo 3**.

2.1 Fytodegradace

Fytodegradace (fytotransformace): organické kontaminanty jsou uvnitř rostlinných buněk degradovány (metabolizovány) nebo mineralizovány specifickými enzymy, které zahrnují nitroreduktázy (degradace nitroaromatických sloučenin), dehalogenázy (degradace chlorovaných rozpouštědel a pesticidů) a lakasy (degradace anilinů) (Rylott a Neil, 2009).

2.2 Fytostabilizace

Fytostabilizace (fytoimobilizace): kontaminanty, organické nebo anorganické, se začleňují do ligninu buněčné stěny kořenových buněk nebo do humusu. Kovy jsou vysráženy jako nerozpustné formy přímým působením kořenových exsudátů a následně zachyceny v půdní matici. Hlavním cílem je zabránit mobilizaci kontaminantů a omezit jejich difúzi v půdě (Peer et al, 2006).

2.3 Fytovolatilizace

Tato technika se spoléhá na schopnost některých rostlin absorbovat a těkat určité kovy/metaloidy. Některé elementární ionty skupin IIB, VA a VIA periodické tabulky (konkrétně Hg, Se a As) jsou absorbovány kořeny, přeměněny na netoxické formy a poté uvolněny do atmosféry. Tato technika může být také použita pro organické sloučeniny (Khan et al., 2013; Pilon-Smith et al., 2009).

2.4 Fytoextrakce

Fytoextrakce (fytoakumulace, fytoabsorpce nebo fytosekvence): jedná se o absorpci kontaminantů kořeny a následnou translokaci a akumulaci v nadzemní části rostliny. Používá se hlavně na kovy (Cd, Ni, Cu, Zn, Pb), ale lze jej také použít pro jiné prvky (Se, As) a organické sloučeniny. Tato technika přednostně používá hyperakumulační rostliny, které mají schopnost ukládat vysoké koncentrace specifických kovů ve svých leteckých částech (0,01 % až 1 % suché hmotnosti, v závislosti na kovu) (VanDer Ent a Baker, 2013).

2.5 Fytofiltrace

Rostliny toto používají k absorbování, koncentraci anebo vysrážení kontaminantů, zejména těžkých kovů nebo radioaktivních prvků, z vodného média přes jejich kořenový systém nebo jiné ponořené orgány. Rostliny se pěstují v hydroponickém systému, kde odpadní vody procházejí a jsou „filtrovány“ kořeny (Rhizofiltrace) nebo jinými orgány, které absorbují a koncentrují kontaminanty. Nejlepší výsledky dosáhnou rostliny s vysokou kořenovou biomasou nebo vysokou absorpční plochou, s větší akumulací kapacitou (vodní hyperakumulátory) a snášenlivostí vůči kontaminantům (Raskin a Ensley, 2000).

2.6 Rhizodegradace

Rhizodegradace (fytoestimulace): rostoucí kořeny podporují proliferaci degradujících rhizosférických mikroorganismů, které využívají exsudáty a metabolity rostlin jako zdroj uhlíku a energie. Kromě toho mohou rostliny samy vylučovat enzymy biologického rozkladu. Použití fytoestimulace je omezeno na organické kontaminanty (Favas et al., 2016).

Mikrobiální komunita v rhizosféře je heterogenní kvůli variabilnímu prostorovému rozložení živin, avšak druhy rodu *Pseudomonas* jsou převládajícími organismy spojenými s kořeny (Khan et al., 2013).

Existují i jiné strategie, které někteří autoři považují za kategorie fytořemediace, ale ve skutečnosti se jedná o smíšené techniky nebo variace výše uvedených strategií. Tyto zahrnují:

Hydraulické bariéry: některé velké stromy, zejména ty s hlubokými kořeny, odstraňují během transpirace velké množství podzemní vody. Kontaminanty v této vodě jsou metabolizovány rostlinnými enzymy a odpařovány společně s vodou nebo jednoduše sekvestrovány v rostlinných tkáních (Schnoor et al., 2012).

Živiny vegetace: byliny (obvykle trávy), případně keře nebo stromy, usazené na skládkách nebo hlušinách, se používají k minimalizaci infiltrace dešťové vody a obsahují šíření znečišťujících látek. Kořeny tak zvyšují aeraci půdy, čímž podporují biodegradaci,

odpařování a transpiraci. Obtížnost této techniky spočívá v tom, že hlušiny obvykle nejsou vhodné pro vývoj kořenů rostlin. Byly však provedeny různé výzkumy s cílem vyvinout procesy kultivace v odpadech. Například techniku, ve které byla organická půda složená z pilin, rostlinných zbytků a některých hnojiv NPK uložena na povrchu (Mendez a Maier, 2008).

Postavené mokřady: jedná se o ekosystémy skládající se z organických půd, mikroorganismů, řas a vaskulárních vodních rostlin v oblastech, kde je hladina podzemní vody blízko povrchu, alespoň část roku. Všechny složky spolupracují při zpracování odpadních vod kombinovaným působením filtrace, iontové výměny, adsorpce a srážení (Favas et al., 2016). Je to nejstarší metoda čištění odpadních vod a nepovažuje se za správnou fytořemediaci, protože je založena na symbióze a spolupráci celého systému. Hlavní výhoda spočívá v dobré účinnosti čištění, nízkých nákladech na výstavbu a snadném ovládání a údržbě. Je široce používán při čištění domácích, zemědělských a průmyslových odpadních vod, ale ukázalo se, že je vhodný i pro čištění odtoků kyselých dolů (Adams et al., 2012).

2.7 Fytodesalinace

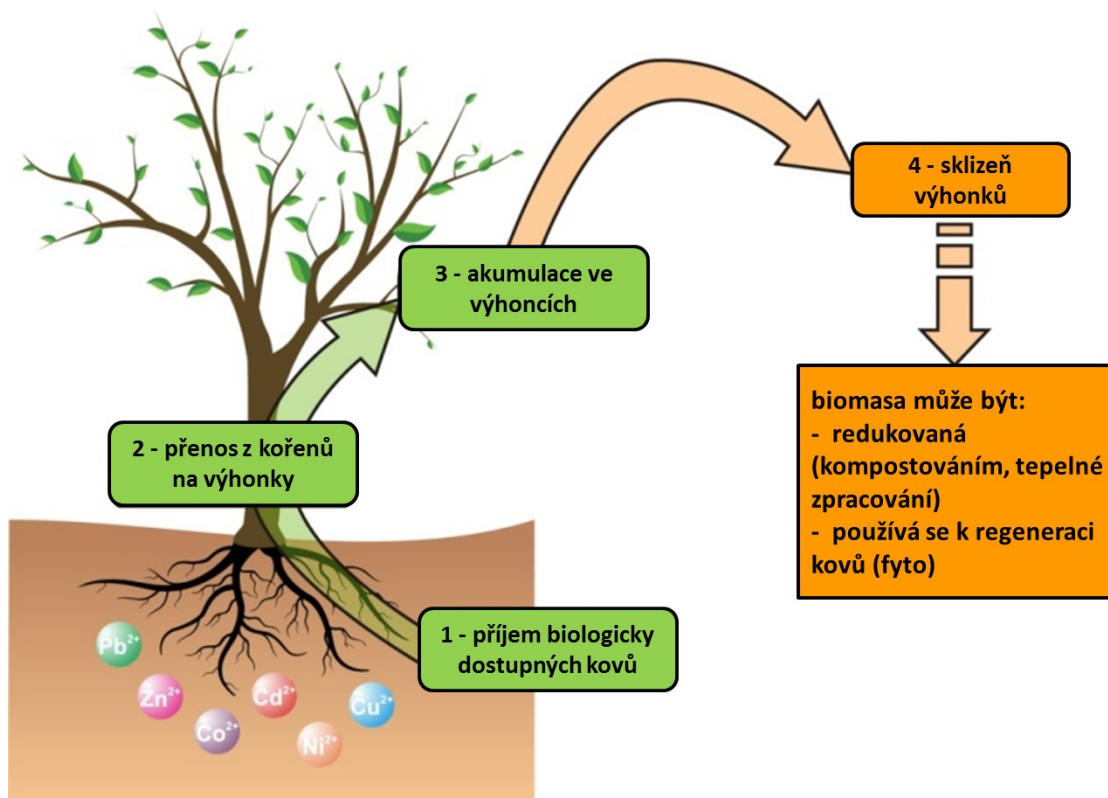
Jedná se o nedávno objevenou techniku, která využívá halofyty k odstranění přebytečných solí ze slaných půd. Ačkoli to má své zvláštnosti, tato technika je modalitou fytoextrakce.

Fytořemediace nabízí několik výhod, ale také některé nevýhody, které by se měly vzít v úvahu při pokusu o použití této technologie. Pokud je výhoda nízkých nákladů, může být doba nutná k pozorování výsledků dlouhá. Koncentrace znečišťujících látek a přítomnost dalších toxinů by měla být v mezích tolerance rostliny, která se má použít. Výběr zařízení s účinností pro sanaci různých kontaminantů současně není snadné. Při používání této technologie by měla být tato omezení a možnost vstupu těchto rostlin do potravinových řetězců zohledněna (Raskin a Ensley, 2000). Fytoextrakce a fytostabilizace jsou dvě nejužitečnější techniky pro fytořemediaci kontaminovaných kovů a metaloidních půd. Fytoextrakce byla široce studována, hlavně kvůli potenciálu vysoké účinnosti a možné ekonomické hodnoty (v regeneraci kovů, výrobě energie) (VanNevel et al., 2007).

Přednostně by rostliny používané při fytoextrakci měly vykazovat mimo jiné následující vlastnosti:

- tolerance vůči vysokým koncentracím kovů;
- akumulace hromadí vysoké koncentrace ve svých vzrušných tkáních;
- rychlý růst;
- vysoká produkce biomasy;
- bohatý kořenový systém;
- snadno se pěstuje a sklízí.



Rostliny, které akumulují kovy ve vysokých koncentracích, se někdy označují jako hyperakumulátory. Hyperakumulátorové rostliny mají vysoce účinné mechanismy pro získávání a koncentraci jako ve svých tkáních. Ideální hyperakumulátory by měly mít schopnost absorbovat velké množství As a nepřetržitě akumulovat, přemísťovat a tolerovat vysoké koncentrace As v průběhu celého růstového cyklu. Kromě toho fytořemediace kovových znečišťujících látek z kontaminované půdy také vyžaduje rychle rostoucí druhy rostlin, které mají vysokou biomasu. Koncentrace kovu v sklíditelné části hyperakumulační rostliny musí být výrazně vyšší než koncentrace v půdě, aby bylo zajištěno, že objem kontaminovaného rostlinného materiálu vytvořeného fytořemediací je menší než původní objem kontaminované půdy. Hyperakumulátory jsou rostliny běžně pěstované na kovových půdách a schopné dokončit svůj životní cyklus bez jakýchkoli příznaků fytotoxicity kovů. Tyto rostliny mohou dokonce prosperovat na kontaminovaných půdách a akumulovat extrémně vysoký obsah stopových prvků v nadzemní biomase (Baker 1987). Fytoextrakci lze považovat za účinnou pouze tehdy, je-li nahromaděný kontaminant následně odstraněn sklizní (**obrázek číslo 2**). Pokud je většina zachycených těžkých kovů přemísťována na výhonky, lze pro sklizeň použít tradiční zemědělské metody. Je důležité sklízet rostliny před pádem listů nebo uhynutím a rozkladem, aby se zajistilo, že se kontaminanty nerozptylují nebo nevracejí do půdy (Peer et al., 2006).








Obrázek 4: Účinná fytoextrakce (Peer, 2006; úprava autor)



S cílem prozkoumat možnosti fytořemediace byly z vědeckých publikací tabulkově zpracovány druhy rostlin, které mají dobré fytořemediační schopnosti. Vše je popsáno v **tabulce číslo 1**, včetně odkazů na literaturu, kde jsou tyto výzkumy popsány.

Tabulka 1: Rostliny s fytoremediačními schopnostmi z pohledu výzkumu.




| Rostlina | Možnosti využití k sanacím podle typu znečišťujících látek (výzkum dle autorů) |
|--|---|
| Rod | |
| Čeď | |
| <p>Ozdočnice Lipnicovité</p> <p><i>Miscanthus</i> <i>Poaceae</i></p>  | Fytoremediace těžkých kovů z kontaminovaných půd PAU, ropa a pesticidy (Pidlisnuk et al., 2014; Idlisnyuk 2014 et al.; Técher et al., 2012) |
| | Bioakumulace těžkých kovů z kontaminovaných půd As, Sn, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Al (Pidlisnuk et al., 2014; Nsangnwimana et al., 2014; Ezaki et al., 2008; Kayama et al., 2001) |
| | Fytoremediace splaškové vody a kalu (Praveen et al., 2020; Florien et al., 2014; Kerr et al., 1998) |
| | Upřednostňovat půdní mikrobiální a bezobratlou aktivitu (Técher, 2012; Didier, 2012; Anderson-Teixeira, 2009) |
| <p>Chrastnice Lipnicovité</p> <p><i>Phalaris</i> <i>Poaceae</i></p>  | Fytoremediace půd kontaminovaných různými toxickými kovy (Kacprzak et al., 2014) Stopovými prvky kovů (Polechonska et al., 2014) |
| | Fytoremediace půd kontaminovaných organickými látkami PAU (Leroy et al., 2015) PCB (Zeeb et al., 2007) |



| | |
|---|---|
| <p>Trst' Lipnicovité <i>Arundo</i> <i>Poaceae</i></p>  | <p>Fytoremediace půd kontaminovaných</p> <p>Cd (Sabeen et al, 2013; Papazoglou et. al, 2005)</p> <p>As (Mirza et al., 2011, 2010)</p> <p>Ni (Papazoglou et al., 2005)</p> |
| <p>Proso Lipnicovité Panicum <i>Poaceae</i></p>  | <p>Fytoremediace půd kontaminovaných</p> <p>Cd, Pb (Guo et al., 2019)</p> <p>Cr (Li et al., 2011)</p> <p>Atrazine (Murphy et al., 2011)</p> <p>Fytoremediace půd kontaminovaných mazacími oleji (Tanee a Akonye, 2010)</p> <p>PAU (Kathi a Khan, 2011; Reilley et al., 1996)</p> <p>pro odstranění bisfenolu-A (BPA) z vodného média (Phouthavong-Murphy et al., 2019)</p> |
| <p>Dávivec Pryšcovité <i>Jatropha</i> <i>Euphorbiaceae</i></p>  | <p>Fytoremediace těžkých kovů z kontaminované půdy</p> <p>Al, Fe, Cr, Mn, Ar, Zn, Cd, Pb</p> <p>(Álvarez-Mateos et al., 2019; Pandey et al., 2012; Yadav et al., 2009; Gonzáles et al., 2006)</p> <p>Fytoremediace pesticidů kontaminovaných půd (Agamuthu et al., 2010)</p> <p>Schopnost jímat ve velkém objemu atmosférický uhlík (Pandey et al., 2012; Romijn et al., 2011; Gan et al., 2011)</p> |

| | |
|--|---|
| <p>Topol Vrbovité</p> <p><i>Populus</i> <i>Salicaceae</i></p>  | <p>Fytoremediace půd kontaminovaných těžkými kovy (Guidi et al., 2018; Pottier et al., 2015; Castiglione et al., 2009; Giachetti et al., 2006; Aitchison et al., 2000)</p> |
| | <p>Fytoremediace kontaminovaných půd</p> <p>Cd (Robinson et al., 2000)</p> <p>Cr, Cu (Sebastiani et al., 2004)</p> <p>Se (Pilon-Smitset al., 1998)</p> <p>Pb (Chen et al., 2015)</p> <p>Zn (Baldantoni et al., 2014; Baccio et al., 2003)</p> |
| | <p>Fytoremediace průmyslových organických odpadů (Guidi et al., 2018; Sebastiani et al., 2004) odpad z koželužen (Giachetti et al., 2006) půdní průsaky (Aryal et al., 2015; Zalesny et al., 2007) Atrazin (Burken et al., 1998)</p> <p>Trichlorethylen (Newman et al., 1997)</p> <p>Chloroacetanilidy Herbicidy (Gullner et al., 2001)</p> <p>Toxické explozivní TNT, RDX (Brentner et al., 2010)</p> |
| | <p>Schopnost absorbovat atmosférický uhlík (Jassal et al., 2013; Sartori et al., 2007; Coleman, 2006)</p> |
| <p>Vrba Vrbovité</p> <p><i>Salix</i> <i>Salicaceae</i></p>  | <p>Fytoremediace Cd a Zn z kontaminovaných půd (Salam et al., 2019; Guidi et al., 2018; Rowe et al., 2009)</p> |
| | <p>Bioakumulace těžkých kovů z kontaminované půdy</p> <p>Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn (Meers et al., 2007; Pulford et al., 2003)</p> |
| | <p>Trichlorethylen (Miller et al., 2011)</p> |

| | |
|--|---|
| <p>Blahovičník Myrtovité</p> <p><i>Eucalyptus</i> <i>Myrtaceae</i></p>  | <p>Fytoremediace půd kontaminovaných</p> <p>As (King et al., 2008)</p> <p>Dalšími kovy (We et al., 2010; Saier et al, 2010)</p> <p>Bioakumulace kovů z kontaminované půdy</p> <p>Pb, Zn, Cr (Zhuang et al., 2007; Arragada et al., 2007; Madejón et al., 2017)</p> <p>Vody kontaminované</p> <p>Hg a Cd (Ghodbane et al., 2008)</p> <p>Cu a Pb (Patnukao et al., 2008)</p> <p>Cr (Sarin et al., 2006)</p> <p>Fe, Zn a Cu (Chockalingam et al., 2009)</p> <p>Využití jako biologická hráz (Kapoor et al., 2001)</p> <p>Schopnost absorbovat atmosférický uhlík (Goodge et al., 2009)</p> |
| <p>Len Lnovité</p> <p><i>Linum</i> <i>Linaceae</i></p>  | <p>Fytoremediace půd kontaminovaných</p> <p>Cd (Vrbova et al., 2013; Shi et al., 2009; Tejklová et al., 2007)</p> <p>Ni (Amna et al., 2015)</p> <p>Cd, Zn (Blažek et al., 2004)</p> <p>Jiné toxické kovy (Rastogi, 2013; Griga a Bjelkova, 2013; Havel, 2010; Smykalova, 2010)</p> |


| | |
|--|--|
| <p>Ibišek Slézovité</p> <p><i>Hibiscus</i> <i>Malvaceae</i></p>  | <p>Fytoremediace půd kontaminovaných</p> <p>As (Uddin et al., 2016)</p> <p>As, Fe (Meera et al., 2012)</p> <p>Pb (Ho et al., 2008)</p> <p>Cd (Bada a Raji et al., 2010)</p> <p>Kal se stopovými prvky Cd a Zn (Arbaoui et al., 2013)</p> <p>Fytoremediace půd kontaminovaných mazacími oleji (Abioye et al., 2012)</p> |
| <p>Artyčok Hvězdicovité</p> <p><i>Cynara</i> <i>Asteraceae</i></p>  | <p>Fytoremediace půd kontaminovaných</p> <p>Cd, Cu, Fe, Pb, Sb (Capozzi et al., 2020)</p> <p>Cd a As (Leinardi et al., 2016; Llugany et al., 2012; Papazoglou et al., 2011)</p> <p>Fytoremediace splaškových kalů (Lag-Brotons et al., 2014)</p> |
| <p>Melastoma Melastomité</p> <p><i>Melastoma</i> <i>Melastomataceae</i></p>  | <p>Fytoremediace půd kontaminovaných</p> <p>As, Pb (Selemat et al., 2014)</p> <p>Ni (Syam et al., 2016)</p> <p>U, Th (Saat et al., 2015)</p> <p>Čistírenské kaly (Patek-Mohd et al., 2018)</p> |

| | |
|--|---|
| <p>Lilek Lilkovité <i>Solanum</i> <i>Solanaceae</i></p>  | <p>Fytoremediace půd kontaminovaných Cu, Pb, Zn, Cr, Cd (Afonso et al., 2019) Cd, Pb (Xe et al., 2019) Cd (Khan et al., 2016) Cu, Zn, Pb (Yu et al., 2015) Cd (Ji et al., 2011) Cd, As (Sun et al., 2005) Pb, Cu, Zn (Yoon et al., 2006)</p> |
| <p>Rozchodník Tlusticovité <i>Sedum</i> <i>Crassulaceae</i></p>  | <p>Fytoremediace půd kontaminovaných Cd (Hu et al., 2019; Hou et al., 2019) Cd, Zn (Ma et al., 2016; Li et al., 2005; Yang et al., 2005) As, Cd, Co, Cu, Pb, Ni, Se (Lone et al., 2008)</p> |
| <p>Brukev Brukvovité <i>Brassica</i> <i>Brassicaceae</i></p>  | <p>Fytoremediace půd kontaminovaných Cd (Dau et al., 2020; Navarro-Leon et al., 2020; Meers et al., 2005) Zn, Pb, Cd, Cu (Ghnaya et al., 2006) As, Cd, Co, Cu, Pb, Ni, Se (Lone et al., 2008) Hg (Raj et al., 2020; Pilon-Smith et al., 2009)</p> |

| | |
|---|--|
| <p>Slunečnice Hvězdicovité</p> <p>Helianthus <i>Asteraceae</i></p>  | <p>Fytoremediace půd kontaminovaných</p> <p>Cd, U (Chen et al., 2020)</p> <p>Cd, Pb (Alaboudi a Ahmed et al., 2018)</p> <p>Cd, Cr, Ni, As, Fe (January et al., 2007)</p> <p>Cd, Zn a Pb (Nehnevajova et al., 2005)</p> <p>Co, Cr (Lotfy et al., 2014)</p> <p>Cr^{VI} (Bahadur et al., 2017)</p> <p>Ni, Pb (Dhiman et al., 2017)</p> <p>Pb (Chauhan et al., 2020)</p> <p>Čistírenské kaly (Guidi et al., 2018)</p> |
| <p>Kukuřice Lipnicovité</p> <p>Zea <i>Poaceae</i></p>  | <p>Fytoremediace půd kontaminovaných</p> <p>Cd (Meers et al., 2005)</p> <p>Cd, Zn, Pb (Meers et al., 2010)</p> <p>Cu, Pb, Zn (Murakami a Ae, 2009)</p> <p>Cd, Mn, Fe, Cu, Zn (Wang et al., 2007)</p> <p>Zn (Praburaman et al., 2020)</p> <p>Kal se stopovými prvky Cd a Zn (Arbaoui et al., 2013)</p> <p>Půdy zasažené ropnými látkami (Baoune et al., 2019)</p> <p>PAU (Liao et al., 2015)</p> |

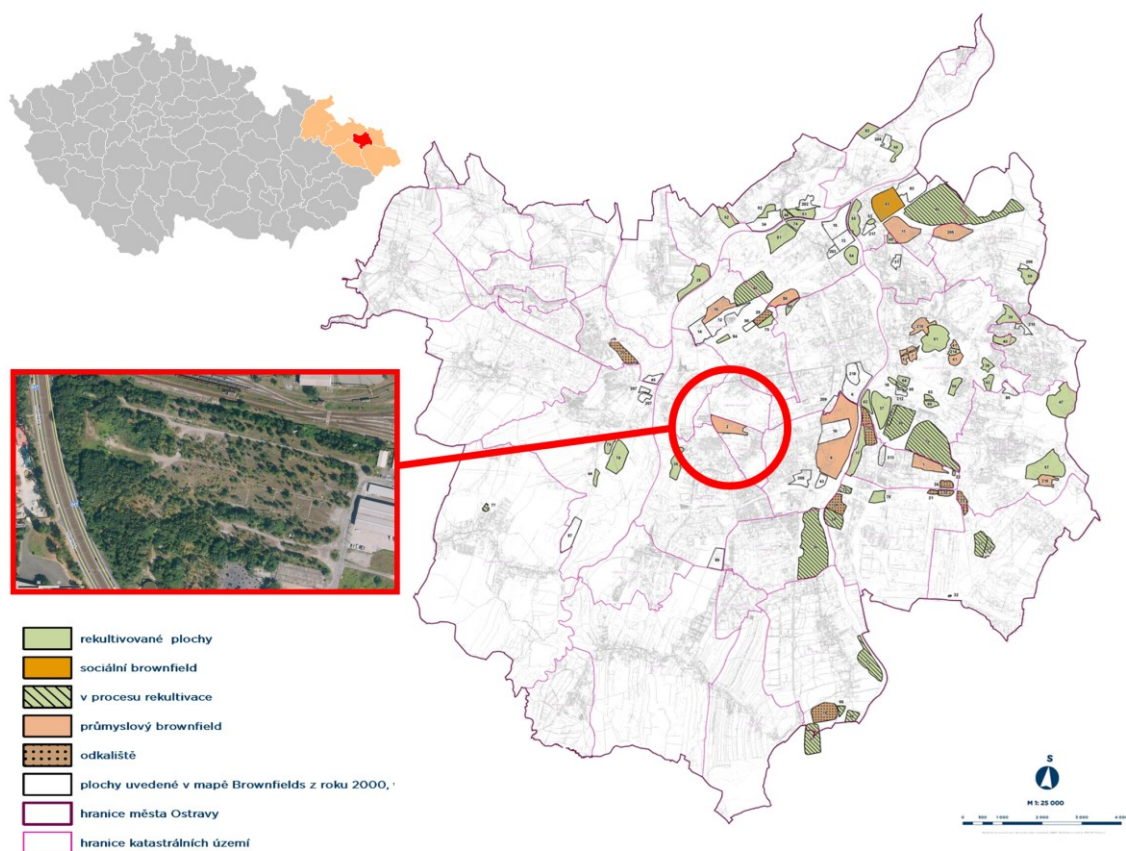
Rovněž pro konopí seté (*Cannabis sativa*) byla zpracována krátká **tabulka číslo 2**, ukazující její možnosti fytoremediací toxických kovů.

Tabulka 2: Možnosti využití *Cannabis sativa* ve fytoremediacích z pohledu výzkumu

| Rostlina | | Možnosti využití k sanacím podle typu znečišťujících látek |
|---|---|---|
| Vědecká klasifikace | | |
| Říše | Rostliny (<i>Plantae</i>) | Fytoremediace půd kontaminovaných |
| Podříše | Cévnaté rostliny (<i>Tracheobionta</i>) | Cd (Navarro-Leon et al., 2020; Shi et al., 2009) |
| Oddělení | Krytosemenné (<i>Magnoliophyta</i>) | Cu (Arru et al., 2004) Cd, Zn (Kos et al., 2011) |
| Třída | Vyšší dvouděložné (<i>Rosopsida</i>) | Cd, Cr, Ni (Citterio et al., 2003) Cd, Pb, Zn (Tlustoš et al., 2011) |
| Řád | Růžotvaré (<i>Rosales</i>) | Další kovy (Loser et al., 2006; Meersm et al., 2005; Linger et al., 2005, 2002) |
| Čeleď | Konopcovité (<i>Cannabaceae</i>) | Oleje a kovy (Mihoc et al., 2012) |
| Rod | Konopí (<i>Cannabis</i>) | |
|  | | Fytoremediace půd kontaminovaných PAU, Benzo[a]pyreny a chryzen (Campbell et al., 2002) |

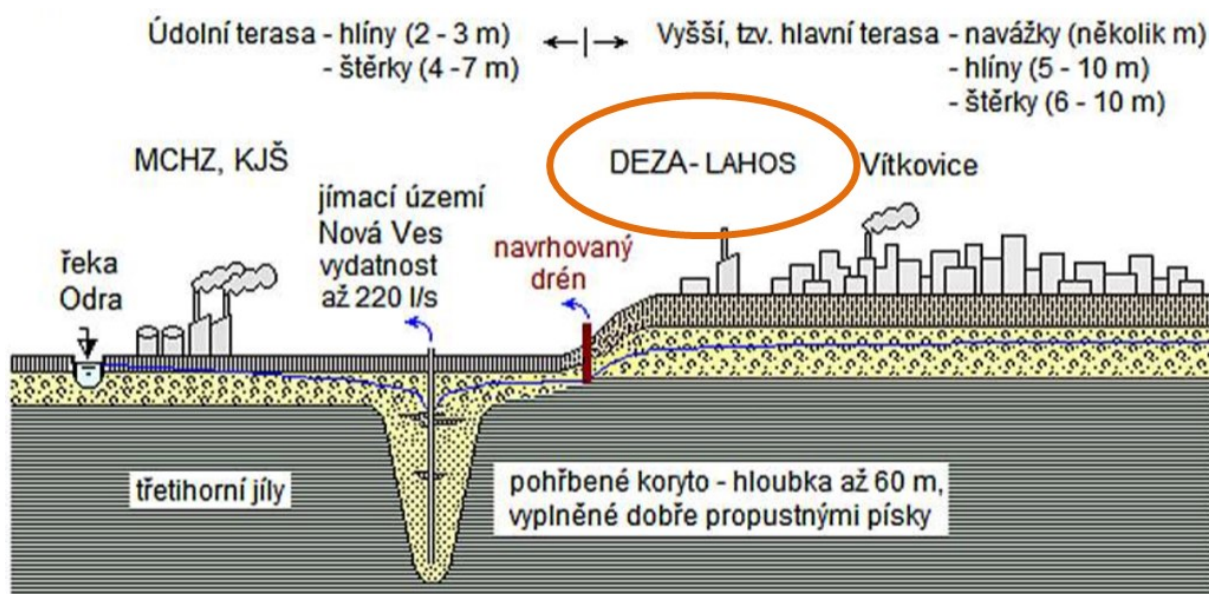
3 POPIS LOKALITY BROWNFIELDU DEZA-LAHOS

V katastrálním území Zábřeh ve městě Ostravě se nachází velké kontaminované území. Jde o areál bývalého závodu DEZA, dnes LAHOS, s.r.o. s rozlohou 26 hektarů. Jde o jednu z lokalit označovaných A3.3 - tedy nutnost provedení bezodkladného nápravného opatření. Případná kontaminace může ovlivnit kvalitu podzemních vod pro hromadné zásobování obyvatel z vodního zdroje Nová Ves. Také by mohla poskytnout dobré podmínky pro migraci kontaminace směrem k tomuto vodnímu zdroji. Lokace tohoto místa je znázorněná na **obrázku číslo 3**. Mapa Ostravy je zde ukázána z hlediska brownfieldu tohoto města.



Obrázek 5: Lokace zájmového území (vlastní zpracování)

V tomto prostoru započala chemická výroba již na konci 19. století a časem se stala jedním z největších kontaminovaných míst v Ostravě. Zdroje dalšího možného znečišťování horninového prostředí již byly odstraněny a ochrana vodního zdroje Nová Ves bude zajištěna připravovanou výstavbou záchytných drénů Hůrka a Hulváky. V současné době je toto riziko omezováno průběžným čerpáním kontaminovaných vod zajišťované a.s. OVAK na ochranné bariéře (Szurmanová, 2010). Lokalita z pohledu hydrogeologické dispozice – vztah k vodnímu zdroji Nová Ves je znázorněná na **obrázku číslo 6**.



Obrázek 6: Lokalita z pohledu hydrogeologické dispozice – vztah k vodnímu zdroji Nová Ves (AQD, 2017 vlastní zpracování)

Na **obrázku číslo 7**, je znázorněno umístění hydraulické bariéry v areálu LAHOS, s.r.o..



Obrázek 7: Umístění hydraulické bariéry v areálu LAHOS (AQD, 2017 vlastní zpracování).

3.1 Historie závodu

Výstavba tohoto výrobního areálu byla zahájena 12. června 1892 v Zábřehu u Moravské Ostravy. Provoz byl zahájen již 10. ledna 1893 a zpočátku na prvních dvou destilačních zařízeních. Další dvě destilační jednotky byly doplněny v roce 1894, na kterých se rozdestilovával dehet. Vyráběly se tak produkty jako směs nízkovroucích a impregnačních olejů a tzv. destilovaný dehet, což je smola nebo někdy řečený zbytek.

Tato kapacita již dostačovala a základní destilace dehtu umožnila vystavět postupně i ostatní výroby. Jednotka na krystalizační zpracování anthracenových olejů v roce 1894 a samostatné zařízení na destilaci olejů v roce 1896. Další rok byla vybudována Destilační jednotka na zpracování surového benzolu. Na přelomu století následovala výstavba výroby anthracenu, kyseliny karbolové a fenolu, naftalenu a pyridinu. Všechny tyto provozy a výrobní produkty z nich, zacházení s těmito látkami, měly vliv na postupné zhoršování kvality životního prostředí v této lokalitě (Deza.cz).

3.2 Rozvoj závodu podle množství zpracovávaného dehtu

- období do 1900: V továrně se zpracovávalo ročně do 20 000 tun dehtu.
- 1900 – 1922: Zpracování dehtu vzrostlo na 30 – 40 000 tun, což byla patrně horní hranice kapacity tehdejší dehtové destilace.
- 1923 – 1936: Výstavbou nových koksoven v ČSR se zvýšila produkce dehtu, proto byla zvýšena kapacita závodu výstavbou 2 kontinuálních destilačních jednotek na zpracování surového dehtu (1933 a 1935) na 80 000 tun/rok.
- 1937 – 1944: Produkce dehtu vzrostla až na 180 000 tun, proto byla rozšířena zpracovatelská kapacita výstavbou nového zařízení – 3. dehtová destilace v roce 1944.
- 1945 – 1946: Přechodné období rozvoje závodu – pokles zpracování dehtu na 80 – 89 000 tun byl v relaci se snížením jeho produkce vlivem konce 2. světové války.
- 1947 – 1960: Zvýšení zpracování dehtu ze 131 na 342 000 tun je odrazem rozvoje koksárenství v souladu s rozvojem hutnického průmyslu v poválečném státě.
- 1960 – dále: Vybudování a provoz nového závodu na zpracování dehtu ve Valašském Meziříčí, kapacita zpracování černouhelného dehtu se zvýšila na 450 000 tun.

Je nutné připomenout, že v době 2. světové války se staly závody několikrát cílem bombardování a i následné boje při osvobození Ostravy byly hodně náročné. Boje probíhaly i v této lokalitě, která několikrát změnila svého majitele. Oddělení lepenárny shořelo úplně a budovy na výrobu střešní lepenky a izolačních hmot byly silně poškozeny. Celá Rütgersova továrna byla i podminovaná, ale díky českým dělníkům byly nálože naštěstí odstraněny. Určitě si každý může představit následnou kontaminaci celé oblasti včetně vodního zdroje Nová Ves (HistorieOvaJih.cz).

3.3 Poválečná historie

Poválečná historie je naznačena v bodech významných událostí.

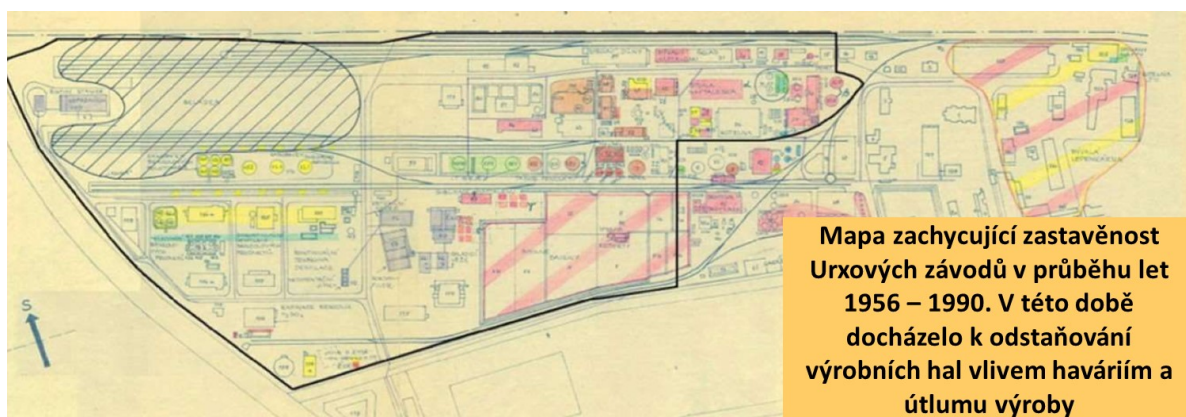


Obrázek 8: Letecký snímek z roku 1949 (AQD, 2017, úprava autor)

- 1960 – 1966 Několik provozních havárií je spojeno s útlumem výroby
- 1967 Přesun sídla do Valašského Meziříčí. Zahájení výroby ROMO n. p. v původních prostorách Urxových závodů.
- 1976 Bezúplatný převod pozemků na VŽKG.
- 1977 Na dalších uvolněných prostorách vzniká přidružená výroba JZD Otice.
- 1990 Vznik společnosti DEZA a.s. z býv. Urxových závodů.
- 1991 Vznik společnosti HaL service, v.o.s. z původní přidružené výroby JZD Otice.
- 1993 Vybudování hydraulické bariéry „západní větev“ (7. vrtů DEZA).
- 1994 Vznik společnosti LAHOS, s.r.o.
- 1994 Platný územní plán vymezuje celou plochu býv. chemického závodu k využití jako lehký průmysl.

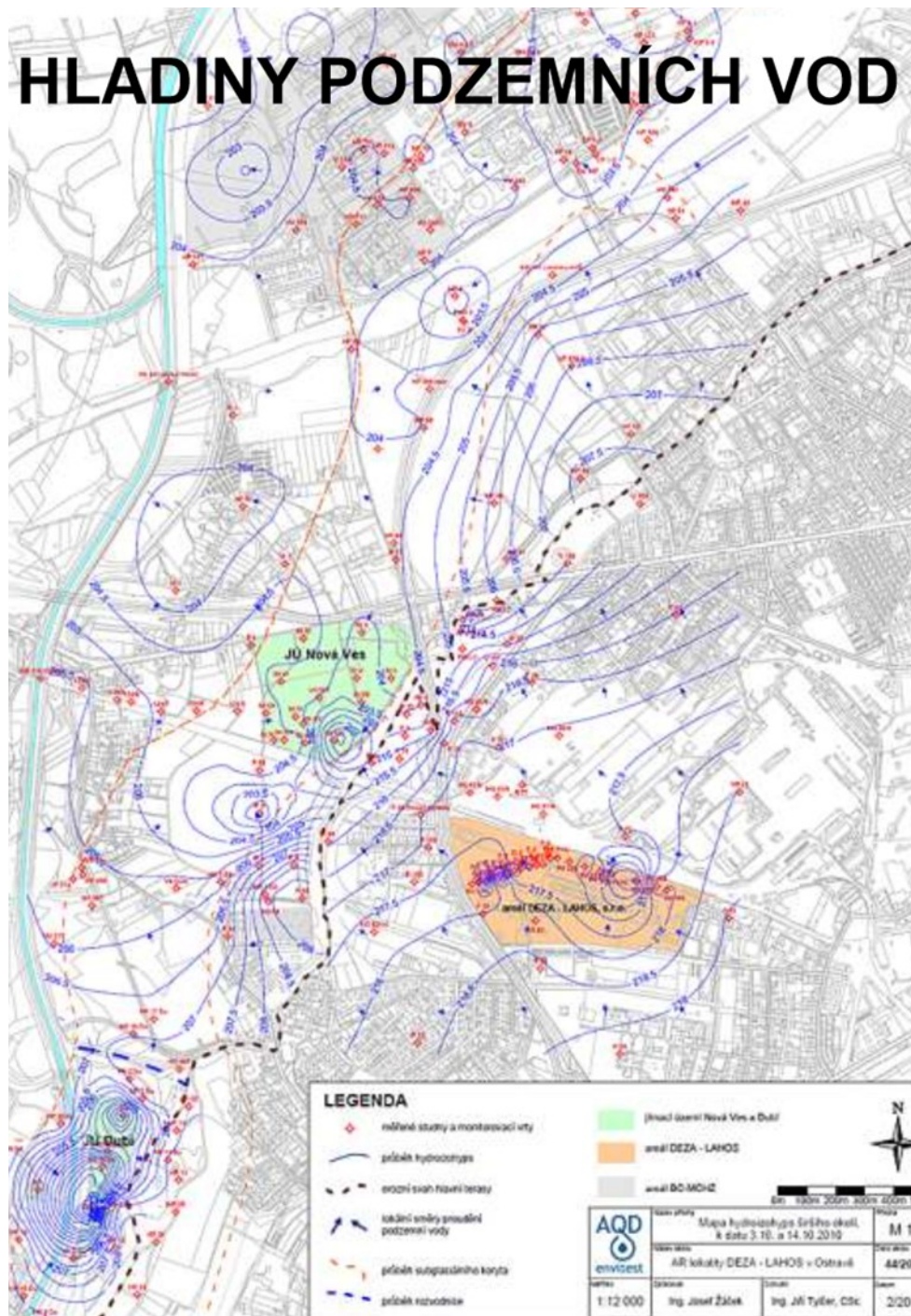
- 1997 Odprodej 25ha pozemku společnosti LAHOS, s.r.o. od a, s, Vítkovice.
- 1997 Vybudování hydraulické bariéry „východní větev“ (4. vrt DEZA).
- 1999 – 2002 Projekt Dancee – zamezení ohrožení vodního zdroje Nový Ves ze všech možných zdrojů znečištění - Záchytný drén za ulici Plzeňská.
- 2008 Zařazení celé nemovitosti do národní databáze Brownfieldu.
- 2009 – 2011 Probíhá Analýza rizik této lokality firmou AQ-test.
- 2013 Námitky k vytváření nového Územního plánu.
- 2014 Nový ÚP, který lokalitu zařadil na 20 let jako asanační pásmo.
- 2017 Posudek znalce AQD-envitest ke stávajícímu stavu lokality a snahy o částečné zrušení asanačního pásma (hejtmanství MSK, MMO).
- 2017 Územní studie pro zastavěnost území.
- 2018 Spolupráce s Moravskoslezské Investice a Development, a.s.
- 2018 Posudek pro sanační práce Dekonta, společně s územní studií podáno na MMO k útvaru Hlavního architekta – nyní v projednávání.
- 2019 Spolupráce s TRAWA – projekt FARLLO (Fytoremediace a Rekultivace lokality LAHOS Ostrava) – provozní výzkum na lokalitě pomocí *Cannabis sativa*.
- 2020 Výzkum pokračuje.

Na **obrázku číslo 9** je znázorněna zastavěnost této lokality, budováním provozů a následně jejich rušení.



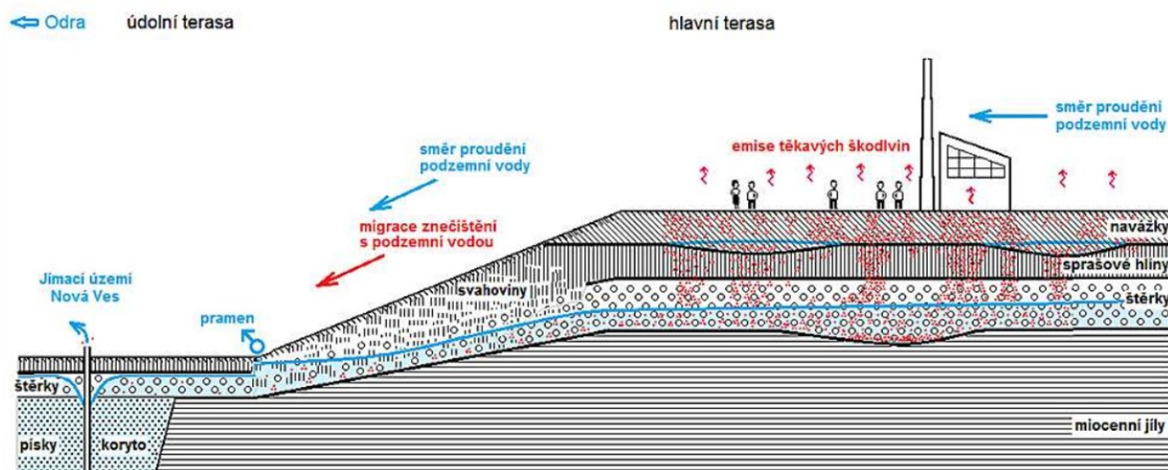
Obrázek 9: Zastavěnost lokality (AQD, 2017, úprava autor)

Lokalita DEZA-LAHOS se nachází v území, které při šíření kontaminace může dojít k ohrožení vodního zdroje Nová ves. Na **obrázku číslo 10** je znázornění hydrologie širokého území. Plocha DEZA-LAHOS je vyznačena v oranžové barvě.

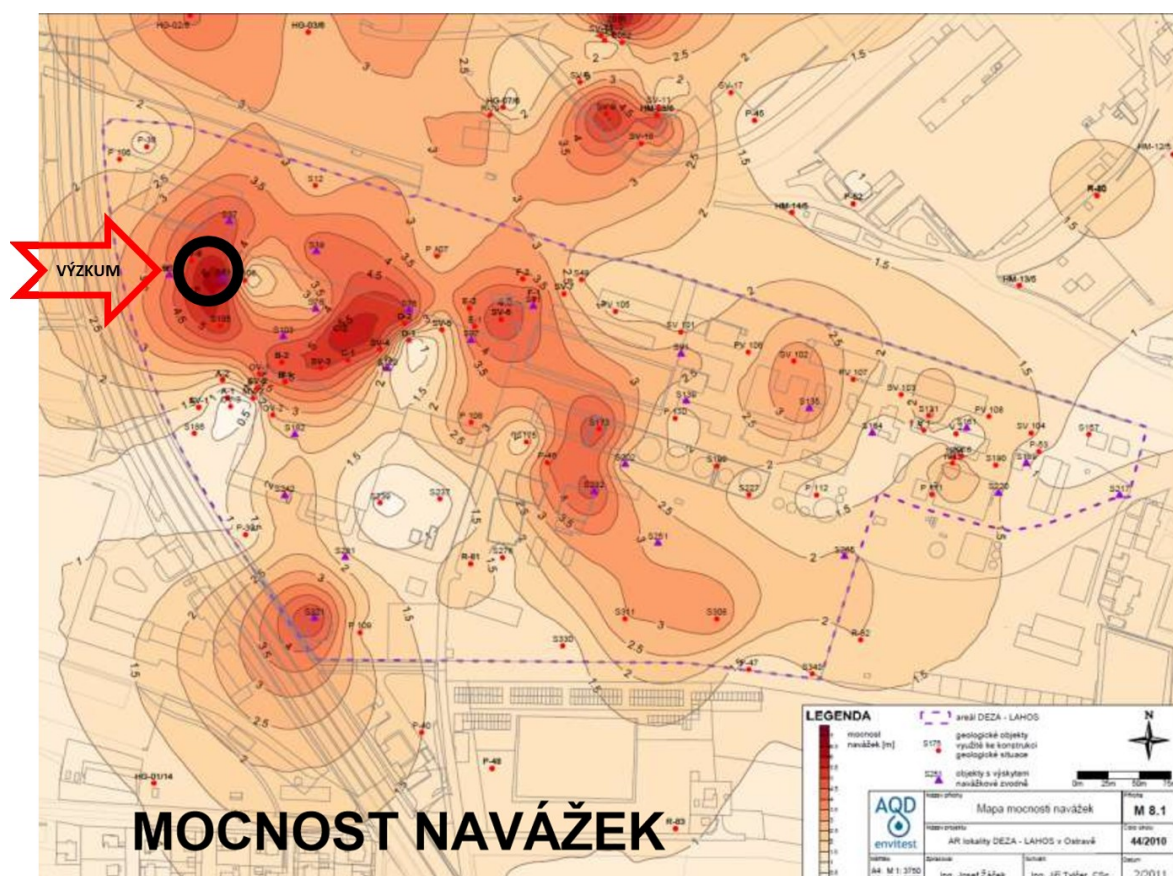


Obrázek 10: Znázornění hydrologie širokého území (AQD, 2017)

Na **obrázku číslo 11** je ukázáno riziko z kontaminace. Při šíření off-situ (mimo území) je největší hrozba znečištění a kontaminace jímacího území Nová Ves. Při on-situ, škodliviny zůstávají v lokalitě je nebezpečí ve zvýšení těkavých škodlivin, které se budou dostávat do ovzduší, inhalace prašnosti, a to prachu s kontaminanty.

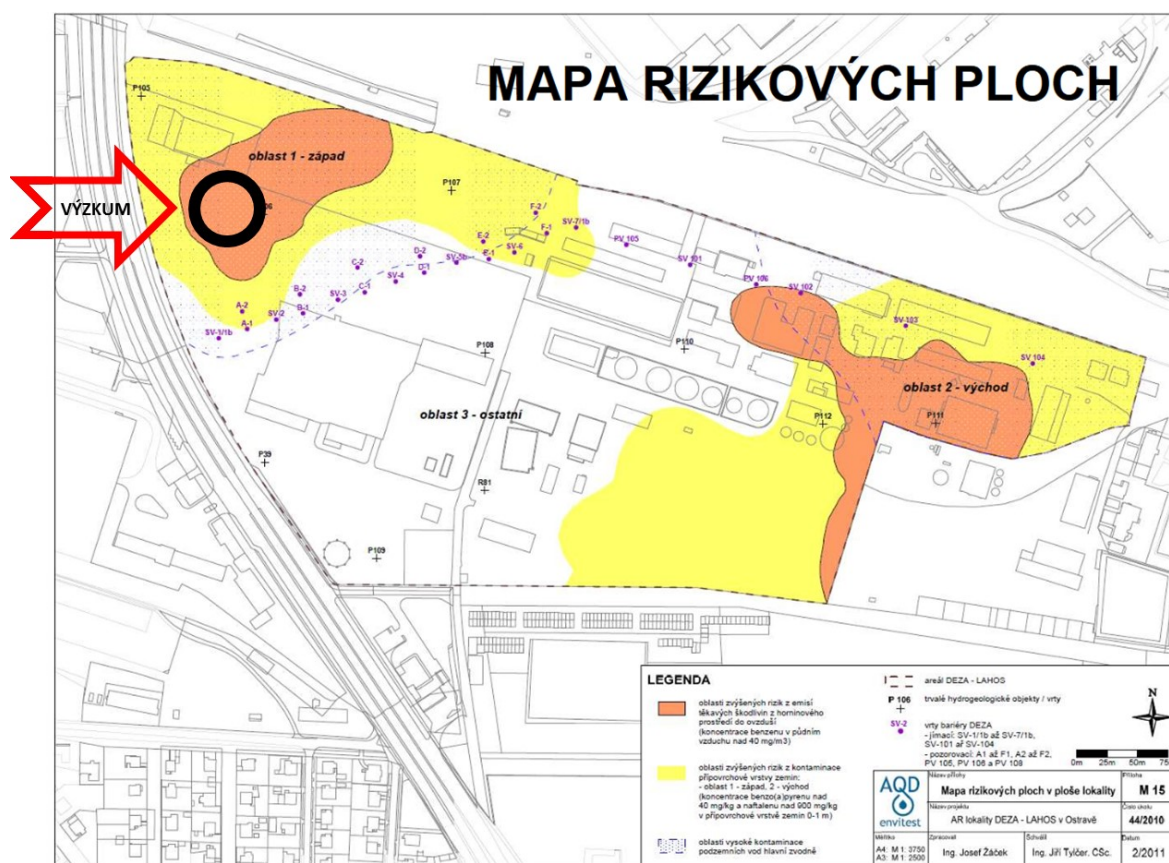


Obrázek 11: Riziko z kontaminace (AQD, 2017, úprava autor)



Obrázek 12: Znázornění mocnosti navážek (AQD, 2017, úprava autor)

Lokalita, kde probíhal poloprovozní výzkum, je navíc nepřehledně zvýšen o množství navážek, které v minulosti nebyly řádně evidovány, a nebylo zjišťováno, ze kterých provozů a materiálů jsou složeny. **Obrázek číslo 12** ukazuje problematickou mocnost navážek a místo, kde probíhal vlastní výzkum. Na **obrázku číslo 13** je ukázána mapa rizikových oblastí v areálu DEZA-LAHOS a místo, kde probíhal výzkum a na **obrázku číslo 14** jsou ukázány rostliny *Cannabis sativa* rostoucí na daném území.



Obrázek 13: Mapa rizikových oblastí (AQD, 2017, úprava autor)



Obrázek 14: Mapa rizikových oblastí (AQD, 2017, úprava autor)

4 EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

Experimentální část je možné rozdělit do několika kroků. Nejdříve musela být uskutečněna „sklizeň“ rostlin *Cannabis sativa* v zájmové oblasti a odebrány vzorky podkořenové zeminy. Rostliny se musely usušit a následně nastříhat pro analýzy. Jedna z kapitol obsahuje popis přístrojů, kde analýzy probíhaly. Závěr této kapitoly ukazuje výsledky formou grafů.

4.1 Sběr *Cannabis sativa* v testovací lokalitě

Sběr rostlin probíhal za vhodných hydrometeorologických podmínek. Rostliny i s podkořenovou částí byly odebírány nerezovou lopatkou. Již během roku byl sledován jejich chatrný růst. Rostlina byla oproti vzrůstu, který je na nekontaminované půdě až 4 m, tady vyrostla pouze do 25 cm. **Obrázky číslo 15, 16, 17** ukazují „sklizeň“ *Cannabis sativa* a odběr vzorků k testování.



Obrázek 15: *Cannabis sativa* rostoucí v dané lokalitě před „sklizní“ (foto autor).



Obrázek 16: *Cannabis sativa* – kontrolní měření vzrůstu (foto autor).



Obrázek 17: *Cannabis sativa* – „sklizeň“ a vzorky k testování (foto autor).

4.2 Sušení *Cannabis sativa* v testovací lokalitě

Rostliny byly usušeny pouze ve vzduchu, nebyl použit žádný tepelný zdroj pro rychlejší vysušení. **Obrázky číslo 18 a 19** ukazují proces sušení rostlin, příp. jejich části. Po vysušení byly všechny části rozstříhány keramickými nůžkami. Kovové nůžky nebyly použity z důvodu možného ovlivnění analýz.



Obrázek 18: *Cannabis sativa* – sušení na vzduchu (foto autor).



Obrázek 19: *Cannabis sativa* – sušení na vzduchu – detaily po usušení (foto autor).

4.3 Sběr *Cannabis sativa* v testovací lokalitě

Po vysušení částí rostlin, které byly nastroženy keramickými nůžkami, probíhaly další přípravy v laboratoři ICT v budově CPITu, pracoviště Ing. Martiny Nováčkové.

Vzorky půd i vzorky rostliny byly nejprve dostatečně vysušeny. Následně byl každý vzorek postupně roztírán zvlášť v achátové třecí misce. Příslušenství ukazuje **obrázek číslo 20**.



Obrázek 20: Příslušenství ke tření vzorku v achátové misce (foto autor).

Vzorek příslušného materiálu se následně lisuje na lisu Maassen, který je určen na přípravu tablet. Každá tableta se připravuje navážením 4 g vzorku, který se společně s 0,9 g Hoechstůva vosku homogenizuje opět v achátové třecí misce. Hoechstův vosk C zde působí jako pojivo. Takto homogenizovaný vzorek se nasype do lisovacího zařízení, ručního hydraulického lisu Maassen. Takto se vylisují pelety o průměru 32 mm, které dále slouží k příslušným analýzám. **Obrázek číslo 21** ukazuje lisování vzorků. Vyrobené pelety se po dobu analýzy uchovávají ve tmě v exsikátoru.



Obrázek 21: Lisování vzorků na lisu Maassen (autor).

4.4 Atomová absorpční spektrometrie

Atomová absorpční spektrometrie (AAS) je optická analytická metoda pro kvantitativní stanovení více než 60 prvků. Vychází ze zákona Kirchhofa a Bunsena (1860), podle něhož jsou volné atomy v plynném stavu schopny absorbovat záření takové vlnové délky, kterou samy emitují. Tato metoda je založena na sledování vlastností úbytku primárního záření absorpcí sledovaného vzorku. Pro každý prvek jsou tyto hodnoty rozdílné.

Přechod atomu z nižší energetické hladiny m na vyšší hladinu n není spontánní, ale je vynucen přítomností záření o vhodném kmitočtu ν_{mn} . Energie fotonu $h \cdot \nu_{mn}$ musí odpovídat energetickému rozdílu mezi hladinami m a n :

$$\Delta E_{mn} = h \cdot \nu_{mn} = h \cdot c \cdot \lambda^{-1}$$

E značí energii, h je Planckova konstanta, c je rychlost světla a λ je vlnová délka záření.

Absorpcí fotonu vzniká excitovaný atom. Excitovaný atom může samovolně (spontánně) přejít na nižší energetický stav m , přičemž se rozdíl energií ΔE_{mn} může vyzářit v podobě fotonu o stejném kmitočtu $\nu_{mn} = \nu_{nn}$. Rozdíl energií, odpovídající přechodu mezi energetickými stavy m a n při pohlcení nebo vyzáření fotonu, je co do absolutní hodnoty stejný a liší se jen znaménkem. Tuto vlastnost hmoty emitovat a absorbovat elektromagnetické záření téže vlnové délky vyjadřuje Kirchhoffův zákon, který je též základem pro analytické využití atomové absorpce (Komárek, 2000).

Metoda AAS patří ke srovnávacím metodám. Měřená hodnota absorpance je míra koncentrace sledovaného prvku a nezávisí na velikosti zářivé energie primárního zdroje, ale hustotou zářivé energie je ovlivněna velikost nejmenší měřitelné absorpance (odstup signálu od šumu) a tím i mez detekce. Vyhodnocování výsledků provádíme metodou kalibrační křivky sestavené proměřením absorbancí srovnávacích roztoků o známé koncentraci nebo metodou standardních přídavek.

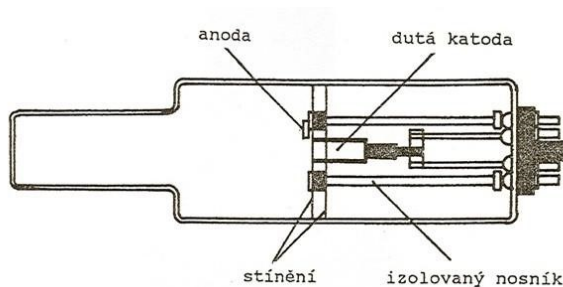
Dle Krofity, 2011 se ve vzorcích přicházejících k analýze obvykle sledovaný prvek vyskytuje spolu s dalšími prvky či sloučeninami, které mohou významně ovlivnit hodnotu absorpance. Toto ovlivnění míry signálu složkami matrice vzorku označujeme jako interferenci, tj. rušivý vliv. Interference rozlišujeme spektrální a nespektrální. Základní princip metody se dá shrnout do jednotlivých kroků:

- zdrojem obvykle výbojka s dutou katodou, která je zhotovená ze stejného kovu, jako analyzovaný,
- z výbojky vychází čárové atomové spektrum daného kovu,
- pro každý prvek jiná výbojka,
- záření zdroje prochází absorpčním plynovým prostředím,
- plamen, do něhož je rozprašován roztok analyzovaného vzorku,
- v plameni vzorek tepelně rozkládán, vznik volných atomů v neexcitovaném stavu
- takové atomy jsou schopny absorbovat záření o vlnové délce λ

Zdrojem primárního záření je nízkotlaká, neonem plněná výbojka s dutou katodou. Výbojka pracuje v doutnavém režimu při minimálním proudu několika miliampér a tlaku řádově 10^{-1} kPa. Emituje čárové spektrum prvku, z něhož je zhotovena dutá katoda,

nebo který je v materiálu duté katody obsažen. Tím je dána vysoká selektivita této metody, kterou je možné stanovit koncentrace jednotlivých prvků ve vzorku obvykle bez nutnosti předběžného dělení. Podmínky buzení při nízkém tlaku i teplotě zaručují, že rezonanční záření je vysoce monochromatické, má pološířku profilu (tj. šířku měřenou v polovině výšky profilu čáry) jen asi 10^{-3} nm. Záření vysílané výbojkou je modulováno. Modulace se provádí elektricky nebo mechanicky přerušovačem. Modulací se umožní měřit jen záření výbojky, nikoli záření emitované z atomizačního prostředí, např. z plamene. Na stejnou modulační frekvenci je naladěný i střídavý zesilovač signálu fotoelektrického detektoru. K napájení výbojky slouží stabilizovaný proudový zdroj o napětí asi 400 V.

V současné době se vyrábějí výbojky s dutou katodou pro více než 60 prvků. Katoda s popisem je uvedena na **obrázku číslo 22**. Pro prvky, které mají podobné fyzikální vlastnosti a přibližně stejně se i katodicky rozprašují, je možné vyrábět výbojky s víceprvkovou katodou, která je v tomto případě zhotovena sintrací směsi dvou až šesti druhů práškových kovů. Emituje čárové spektrum prvku, ze kterého je vyrobena dutá katoda, nebo který je v materiálu duté katody obsažen. Tím je dána vysoká selektivita této metody.



Obrázek 22: Katoda

Součástí AAS je atomizér. Toto zařízení musí pracovat při teplotě min. 2000 až 3000 K. Zde následně vzniká vhodné prostředí pro absorpci analytu. Laminární plamen z předmíchané směsi acetylénu se vzduchem patří k nejjednodušším realizovatelným prostředím k atomizaci. Rovněž se může využít směs acetylén – oxid dusný. Jeho ústí má tvar úzké štěrbiny, pro plamen acetylén - vzduch dlouhé 10 cm a pro plamen acetylén - oxid dusný s vyšší rychlostí hoření pouze 5 cm. Délkou štěrbiny je dána i maximálně dosažitelná tloušťka vrstvy absorpčního prostředí, kterým prochází záření z výbojky. Analyzovaný vzorek s určeným prvkem se přivádí do plamene ve formě aerosolu, tj. nepatrných kapiček analyzovaného roztoku. Zmlžování roztoku se provádí

pneumatickým zmlžovačem pomocí tlaku oxidujícího plynu, kterým je vzduch popř. oxid dusný. Potřebné plyny se odebírají z tlakových láhví, vzduch většinou z kompresoru. Každý AA-spektrofotometr musí být vybaven regulací a měřením průtoku paliva i oxidovadla. Poměrem obou plynů ve směsi se získává oxidační nebo redukční typ plamene. Redukční plamen je vhodný k atomizaci prvků, které tvoří termostabilní oxidy (např. Cr, Al). Složení a teplota plamene se mění s výškou. Pro každý prvek existuje proto optimální zóna v plameni daná výškou nad ústím hořáku, kde koncentrace volných atomů je největší. Tuto výšku je třeba zjistit pokusně. Poloha hořáku musí být proto nastavitelná, a to jak ve vertikálním, tak i horizontálním směru (Komárek, 2000).

Za plamenem následuje mřížkový monochromátor, který slouží k izolaci záření vhodné vlnové délky. Natáčením mřížky se nastavuje vlnová délka rezonanční čáry na maximum propustnosti. Běžný monochromátor mívá pomocí vstupní a výstupní štěrbin regulovatelnou šířku spektrálního intervalu od 0,1 nm do 2,0 nm. Jak již bylo uvedeno, šířka profilu rezonanční čáry je řádově 0,001 nm. Šířka spektrálního intervalu se volí tak, aby spolu s rezonančním zářením nedopadalo na detektor neabsorbující čili balastní záření čar blízkých vlnových délek (Krofta, 2011).

K detekci toků záření Φ_0 a Φ se zařazuje těsně za výstupní štěrbinu monochromátoru fotonásobič s fotokatodou, jejíž citlivost je dostačující pro sledovanou oblast spektra, tj. od 190 do 900 nm. Získaný fotoproud se zesiluje jednak vkládáním napětí na dynody násobiče elektronů, jednak dalším zesilovačem. V AAS se používají fázově citlivé zesilovače (lock-in) laděné na frekvenci modulačního záření výbojky. Pro přímé odečítání hodnot absorbancí na lineární stupnici je indikační systém vybaven logaritmickým převodníkem. Hodnoty propustnosti resp. absorbance se odčítají buď v analogové (ručičkový přístroj, zapisovač) nebo v digitální formě. Moderní AA-spektrofotometry jsou vybaveny analogově - digitálním převodníkem a v digitální formě se provádí ovládání nastavitelných parametrů, automatické vyhodnocování výsledků, statistika, tisk výsledků apod. (Krofta, 2011; Komárek, 2000).



Obrázek 23: VARIAN AA 280FS (foto a úprava autor).

Přístroj: Atomový absorpční spektrometr VARIAN AA 280FS

Výrobce: Varian Australia Pty Ltd, Mulgrave Victoria, Australia

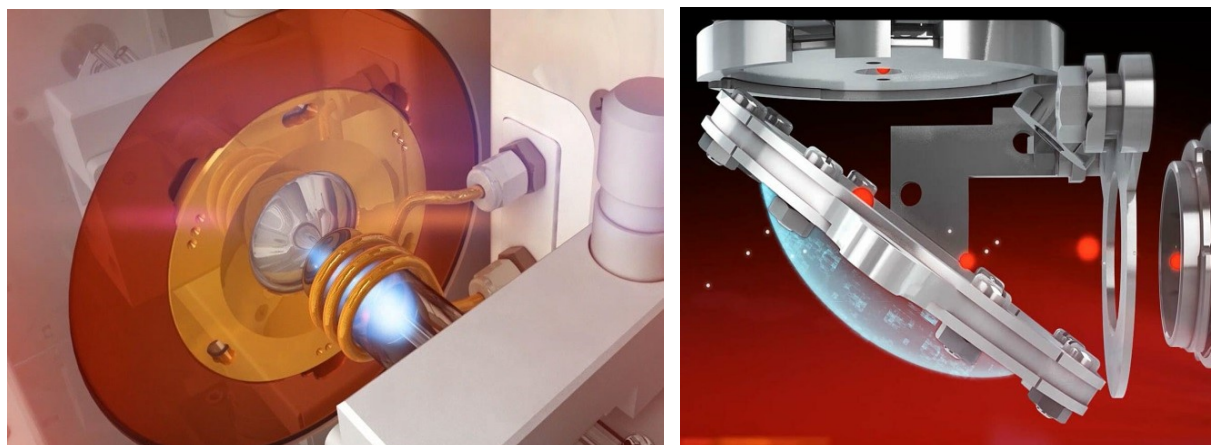
Agilent 280FS AA je rychlý a produktivní AA systém s plamenem, vybavený rychlým sekvenčním provozem v kombinaci s možností 8 světelných zdrojů, prémiovou optikou a tkalcovskými stavy UltraAA pro vyšší výkon. Je schopen snadno manipulovat s víceprvkovými soupravami a je ideální pro environmentální, potravinářské a zemědělské aplikace i pro vysoce výkonné laboratoře. Model 280FS AA je vybaven automatickou volbou žárovky, programovatelnou plynovou skříní a korekcí pozadí D2 a může být vybaven celou řadou příslušenství AA pro další rozšíření jeho možností. Přístroj VARIAN AA 280FS je zobrazen na *obrázku číslo 23*.

(Návodky pro studenty, Pracoviště ICT, Ing. Martina Nováčková)

4.5 ICP – MS spektrometrie

Hmotnostní spektrometrie s indukčně vázanou plazmou (ICP-MS) je univerzální, citlivá a rychlá analytická metoda standardní metoda v různých oblastech použití. Je založena na analýze iontů měřených prvků.

Princip metody spočívá v ionizaci prvků vzorku přítomných v plazmě, které jsou následně detekovány a pomocí výpočetního programu jsou naměřené intenzity signálu převedeny na koncentrační data. Technika ICP-MS poskytuje vynikající detekční limity pro velké množství analyzovaných prvků, proto je vhodná hlavně pro měření stopových koncentrací prvků v materiálech (Jarvis, 2012). Schéma systému měření ukazuje **obrázek číslo 24**.



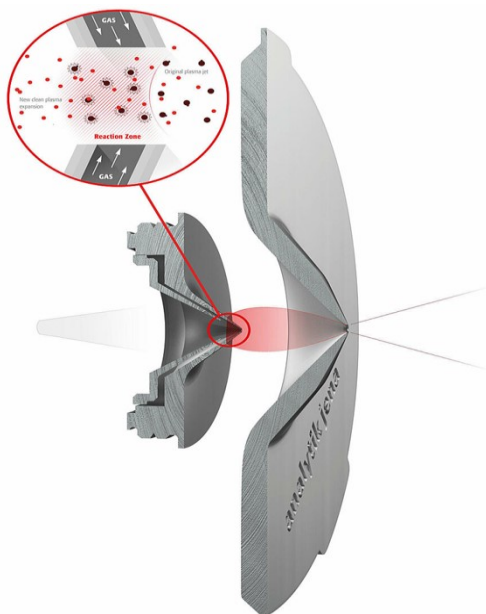
Obrázek 24: VARIAN AA 280FS (úprava autor).

ICP-MS spektrometr PlasmaQuant MS Elite byl použit pro analýzy vzorků a stanovení hodnot škodlivin v rostlině. Díky vysoké citlivosti poskytovaná přístroji PlasmaQuant MS byly zaručeny nejlepší detekční limity. Tento přístroj také umožnil zkrácení doby měření bez možného snížení přesnosti a reprodukovatelnosti. Toho je dosaženo pomocí Reflexionu, patentovaného systému iontové optiky se skutečným odrazem 90 stupňů a 3D řízeným zaostřením iontového paprsku. Reflexe odráží iontový paprsek vytvářením parabolického elektrostatického pole.

Analytické ionty různých velikostí a energie jsou zaměřeny na kvadrupól. To zajišťuje maximální signál pro všechny ionty analytu v celém rozsahu hmotnosti. Fotony, neutrální látky a částice procházejí elektrostatickým polem a jsou odstraněny vakuovým systémem. Vysoká citlivost díky odrazu a zaostření iontového paprsku na kvadrupólový vstup. Jednoduchá optimalizace pomocí úplného 3D řízení iontového paprsku. V plazmatu

se rozpouštědlo okamžitě odpaří a zanikají chemické vazby v molekulách přítomných sloučenin. Jednotlivé volné atomy ve většině případů vytvoří jednou kladně nabitě ionty Me^+ , které jsou dále unášeny do přechodové komory, dále ke kvadrupólovému detektoru a dopadají na zesilovač. Analýzu obsahu jednotlivých iontů ve vzorku lze provést pouze za podmínek poměrně vysokého vakua, proto je třeba ionty analyzovaných prvků transportovat do tohoto prostředí. Dosahuje se toho průchodem vzorku dvěma kónusy s průměrem vstupního otvoru několik desetin milimetru.

Vakuum je získáváno kombinací činnosti několika vakuových pump. Po převedení iontů do vakuové části spektrometru se tam však také dostává velké množství nechtěných částic, které by rušily závěrečnou detekci jednotlivých separovaných iontů. Pro další oddělení jednotlivých iontů podle jejich relativní atomové hmotnosti slouží tzv. kvadrupólový separátor. Tak kvadrupólem proletí pouze částice o definované hmotě a dopadne na detektor. Pro detekci a kvantifikaci počtu dopadlých iontů se v ICP-MS nejčastěji využívá vícekanálový elektronásobič. Jeho funkce spočívá v mnohonásobném zesílení elektrického signálu, vzniklého dopadem měřeného iontu na měrnou plošku. Dopadem pozitivně nabitého iontu Me^+ dojde k vypuzení velkého počtu tzv. sekundárních elektronů, které jsou dále směřovány elektrickým polem k dalším elektrodám a znovu zesilovány, až je na výstupu detektoru získán měřitelný elektrický proud. Schéma měření systému je znázorněné na **obrázku číslo 25**.



Obrázek 25: Schema měření systému ICP-MS (úprava autor).

Pomocí výpočetního programu jsou naměřené intenzity signálu převedeny na koncentrační data a výsledkem analýzy jsou údaje o koncentraci měřených prvků

v analyzovaném roztoku. Jeho základním prvkem je optika s vysokou citlivostí. Systém vnášení vzorků je řešen mlžnou komorou, která je chlazená, dále skleněným koncentrickým zmlžovačem, peristaltickou plně programovatelnou pumpou se čtyřmi kanály a plazmovou hlavicí. Vakuový systém je tvořen jednou rotační a dvěma turbomolekulárními pumpami pro dosažení účinného vakua s vysokou spolehlivostí. Přístroj je doplněn externím autosamplerem – plně automatickým podavačem vzorků se 114 pozicemi a chladicí recirkulační jednotkou. K vyhodnocení a zpracování dat slouží Software Aspect MS, což je intuitivní uživatelský software s nápovědami a šablonami pro tvorbu metod a sekvencí. Analýza technikou ICP-MS se provádí ze vzorku ve formě roztoku. Pro jeho převedení do plazmatu je proto nejprve třeba jej dopravit do zmlžovače. To se provádí za použití peristaltické pumpy. Vytváření aerosolu vzorku probíhá ve zmlžovači, z něhož vychází jemně dispergovaná „mlha“ kapiček roztoku a je proudem argonu unášen do plazmového hořáku, ve kterém je za pomoci střídavého vysokofrekvenčního magnetického pole udržováno argonové plazma o teplotě 6000 - 10000 K (Návodky ICT, Nováčková). Vlastní měření ukazuje **obrázek číslo 26**.



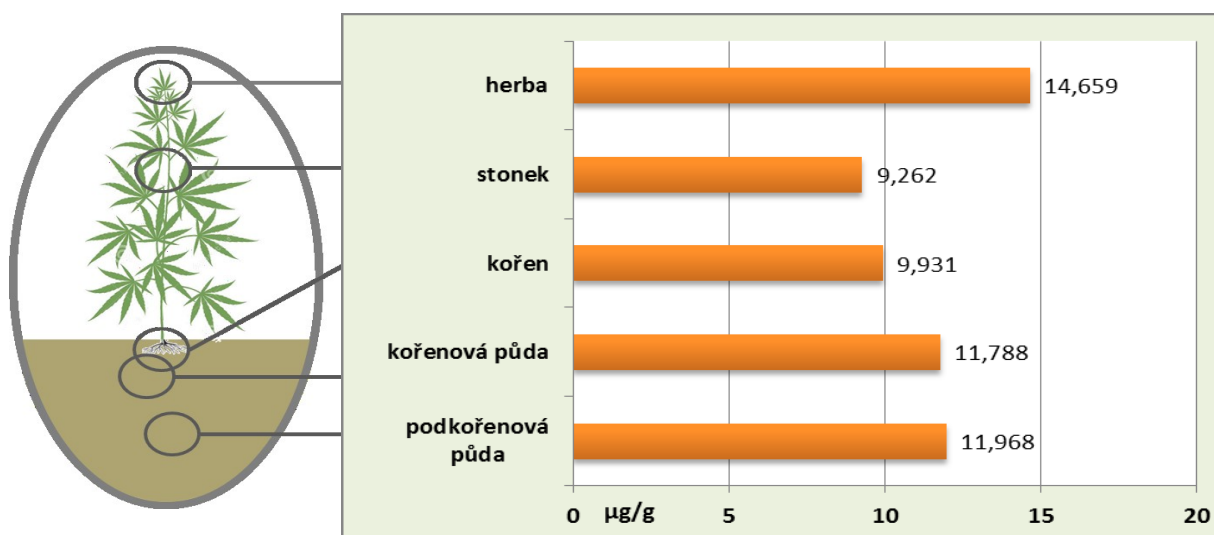
Obrázek 26: Měření na přístroji ICP-MS (autor).

4.6 Výsledky měření

Výsledky měření, zpracované do tabulek byly zpracovány pro lepší přehlednost do jednotlivých grafů dle škodliviny obsažené v rostlině.

4.6.1 Množství mědi (Cu)

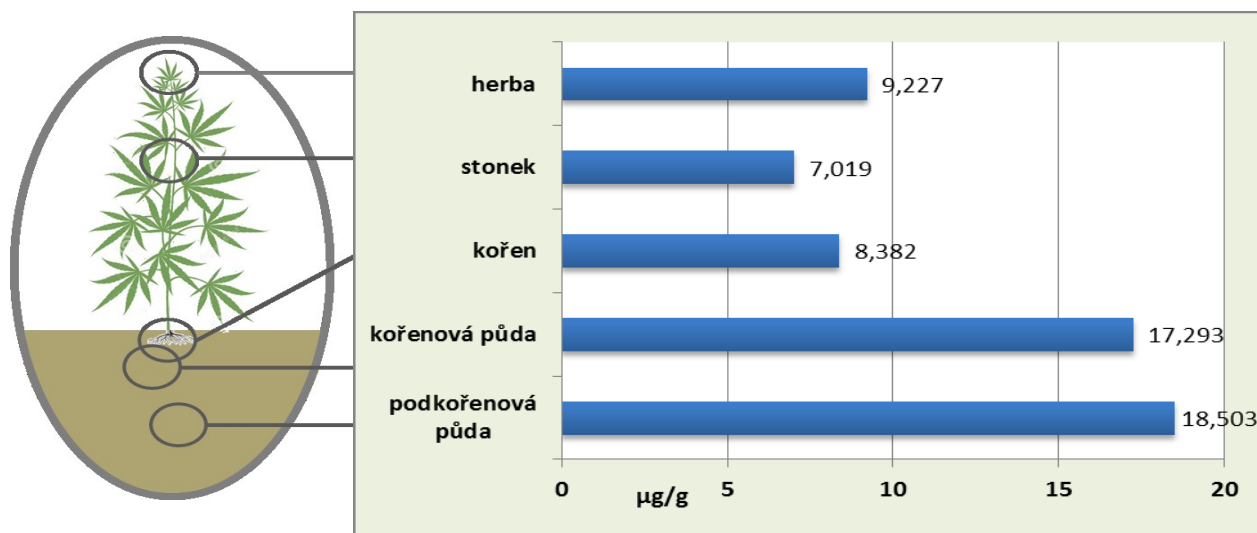
Obrázek číslo 27 ukazuje množství Cu ($\mu\text{g/g}$) v jednotlivých částech *Cannabis sativa*, kořenové a podkořenové půdě. Je patrné, že největší obsah škodlivin byl herbě rostliny. Výsledky testů byly zpracovány na přístroji AAS.



Obrázek 27: Množství Cu ve sledovaných vzorcích (autor).

4.6.2 Množství niklu (Ni)

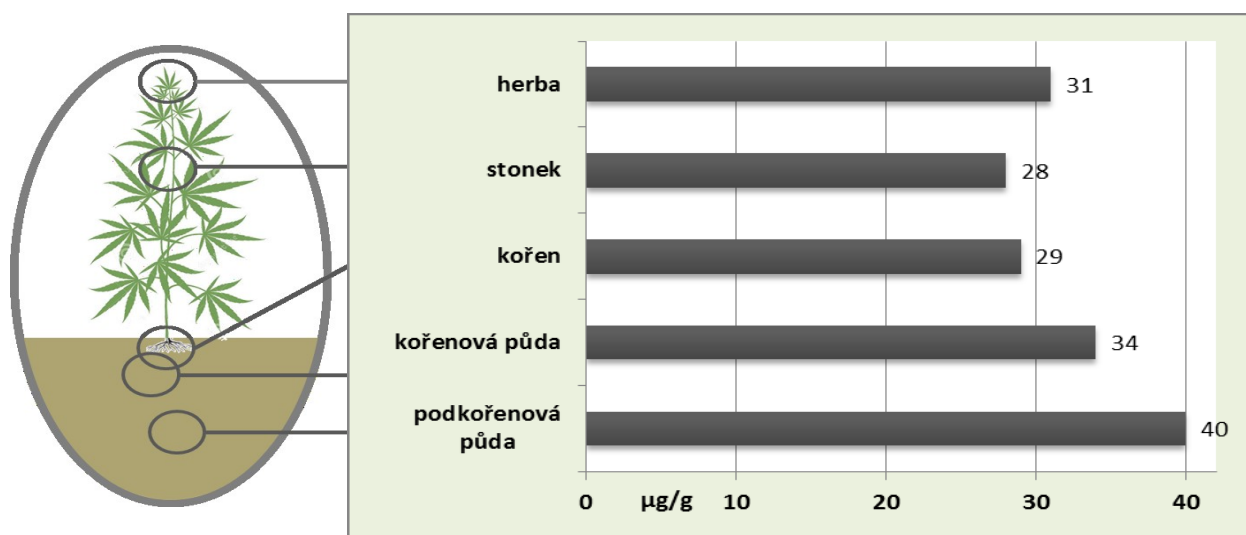
Obrázek číslo 28 ukazuje množství Ni ($\mu\text{g/g}$) v jednotlivých částech *Cannabis sativa*, kořenové a podkořenové půdě. Je patrné, že největší obsah škodlivin v rostlině byl ve stonku, ale je zřejmé, že rostliny nikl ve větší míře neabsorbovaly, a ve větším množství zůstal v podkořenové půdě. Výsledky testů byly zpracovány na přístroji AAS.



Obrázek 28: Množství Ni ve sledovaných vzorcích (autor).

4.6.3 Množství zinku (Zn)

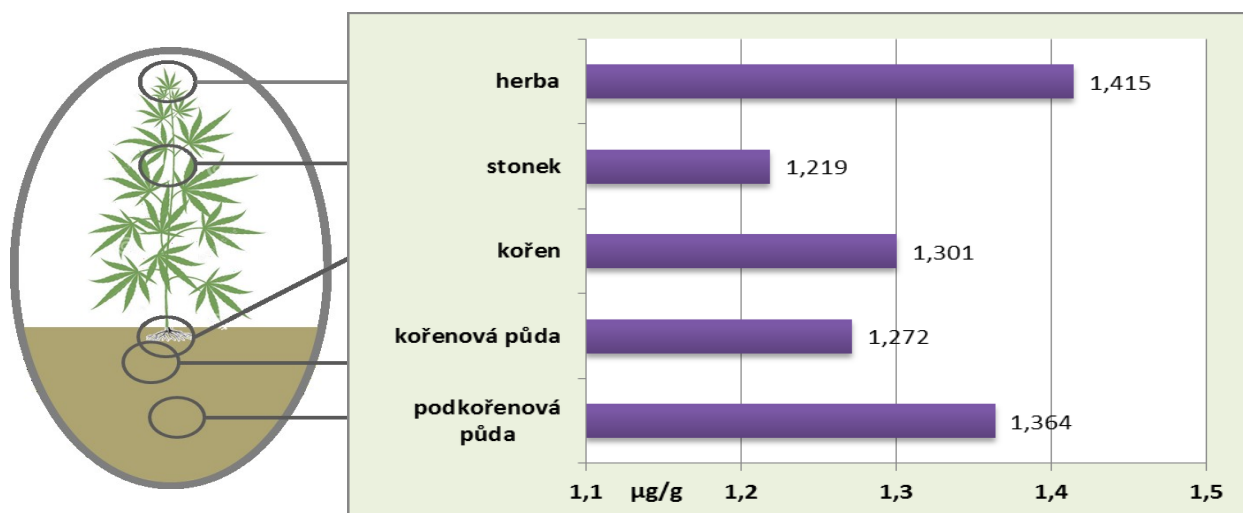
Obrázek číslo 29 ukazuje množství Zn ($\mu\text{g/g}$) v jednotlivých částech *Cannabis sativa*, kořenové a podkořenové půdě. Je patrné, že největší obsah škodlivin v rostlině byla v herbě ale rozdíly nebyly už tak velké jako např. u mědi. Výsledky testů byly zpracovány na přístroji AAS.



Obrázek 29: Množství Zn ve sledovaných vzorcích (autor).

4.6.4 Množství arsenu (As)

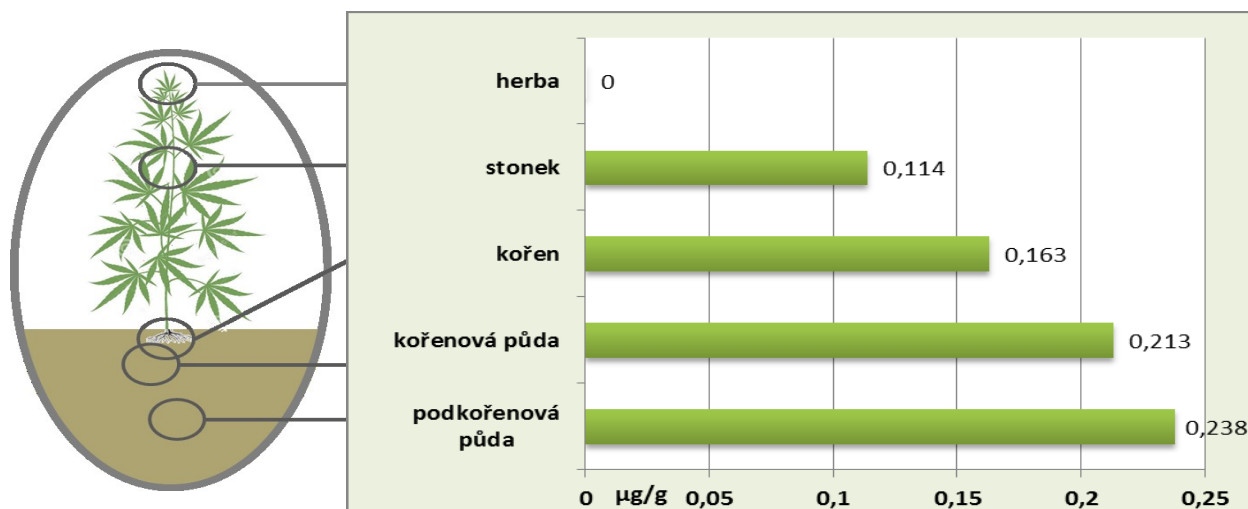
Obrázek číslo 30 ukazuje množství As ($\mu\text{g/g}$) v jednotlivých částech *Cannabis sativa*, kořenové a podkořenové půdě. Je patrné, že největší obsah škodlivin v rostlině byla v herbě a v podkořenové půdě. Výsledky testů byly zpracovány na přístroji ICP-MS.



Obrázek 30: Množství As ve sledovaných vzorcích (autor).

4.6.5 Množství kadmia (Cd)

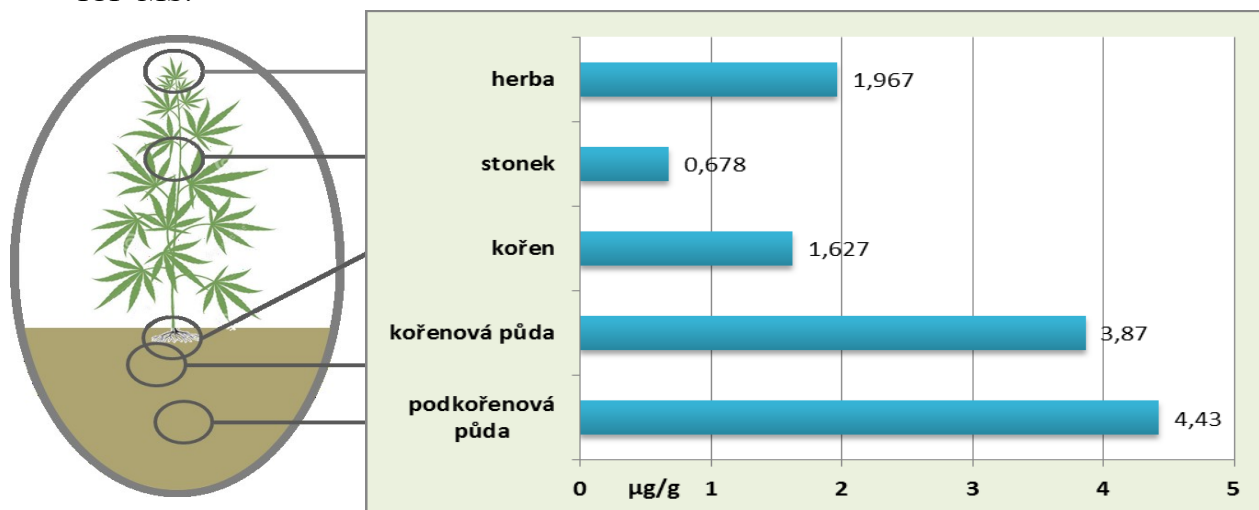
Obrázek číslo 31 ukazuje množství Cd ($\mu\text{g/g}$) v jednotlivých částech *Cannabis sativa*, kořenové a podkořenové půdě. Je patrné, že největší obsah škodlivin nebyl v rostlině, ale zůstal v podkořenové půdě. Herba Cd neobsahovala. Výsledky testů byly zpracovány na přístroji ICP-MS.



Obrázek 31: Množství Cd ve sledovaných vzorcích (autor).

4.6.6 Množství kobaltu (Co)

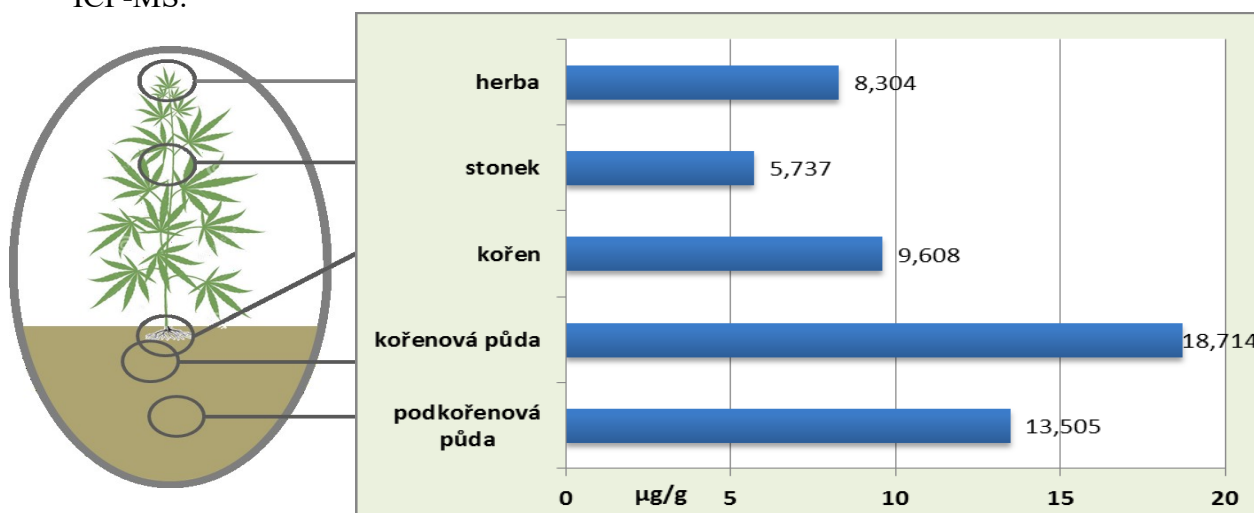
Obrázek číslo 32 ukazuje množství Co ($\mu\text{g/g}$) v jednotlivých částech *Cannabis sativa*, kořenové a podkořenové půdě. Je patrné, že nejmenší obsah škodlivin v rostlině byl ve stonku a zůstal rovněž v podkořenové půdě. Výsledky testů byly zpracovány na přístroji ICP-MS.



Obrázek 32: Množství Co ve sledovaných vzorcích (autor).

4.6.7 Množství chromu (Cr)

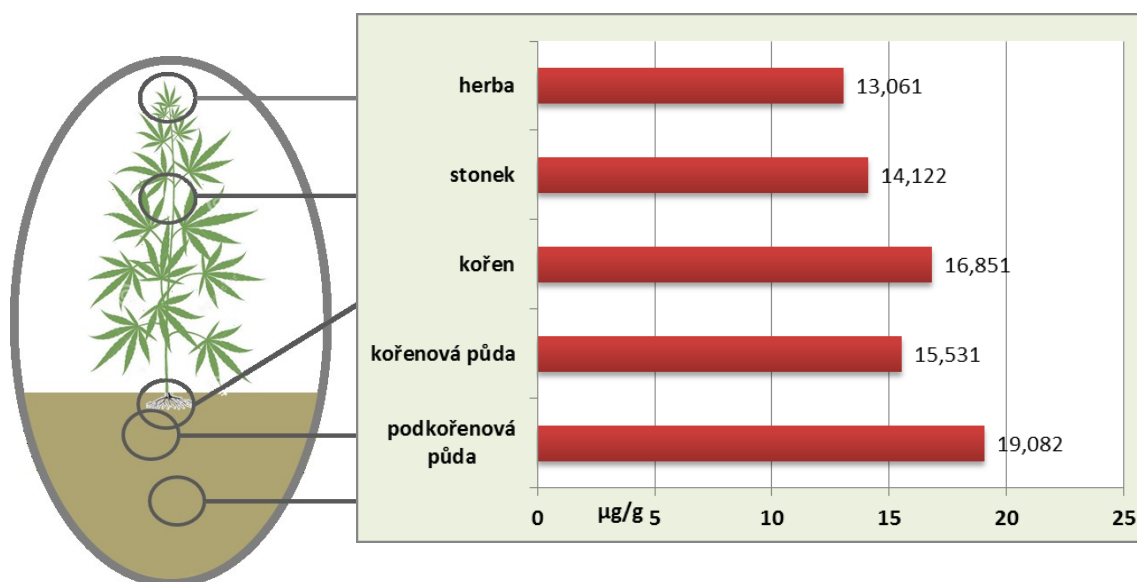
Obrázek číslo 33 ukazuje množství Cr ($\mu\text{g/g}$) v jednotlivých částech *Cannabis sativa*, kořenové a podkořenové půdě. Je patrné, že nejmenší obsah škodlivin v rostlině byl ve stonku a zůstal rovněž v kořenové půdě. Výsledky testů byly zpracovány na přístroji ICP-MS.



Obrázek 33: Množství Cr ve sledovaných vzorcích (autor).

4.6.8 Množství olova (Pb)

Obrázek číslo 34 ukazuje množství Pb ($\mu\text{g/g}$) v jednotlivých částech *Cannabis sativa*, kořenové a podkořenové půdě. Sorpce škodliviny probíhala skoro lineárně, v herbě byl změřen nejmenší obsah a podkořenové půdě zůstal největší. Výsledky testů byly zpracovány na přístroji ICP-MS.



Obrázek 34: Množství Pb ve sledovaných vzorcích (autor).

5 DISKUZE

V Zábřehu, na druhém největším brownfieldu v Ostravě, v areálu DEZA – LAHOS se nachází velké území, které je kontaminované toxickými kovy a jinými škodlivinami, jako jsou PAU a další organické škodliviny. Firma, která areál zakoupila od a.s. Vítkovice nemá již nárok na pomoc státu v rámci likvidace starých zátěží. Pokud by areál patřil ještě býv. podniku, je zřejmé, že by již byl dávno dekontaminován na náklady státu. V současné době je to již na „novém“ majiteli a ten není v současné době miliardové částky uvolnit. Tato lokalita je nebezpečná nejen pro nejbližší okolí ale z důvodu možné migrace kontaminace do blízkého vodního zdroje Nová Ves. Mapy lokality, hladiny spodních vod, rozsah kontaminovaného území, hydrogeologický řez a další jsou uvedeny v popisu studované lokality, v **kapitole 3**. Právě proto si myslím, že by v tomto případě pomoci mohl stát, MS kraj, město Ostrava.

S lokalitou jsem se seznámil již v roce 2018, v prvním ročníku navazujícího studia oboru Environmentální inženýrství, kdy během výuky předmětu Ekologické zátěže a Odpady v ŽP byli studenti obou ročníků navazujícího studia seznámeni s projektem FARLLO. Tato zkratka znamená fytořemediace a rekultivace lokalit Lahos Ostrava. Jedná se o aktivitu spolku TRAWA, kde je jako remediační rostlina využívána *Cannabis sativa*, odrůda *Finola*. Semena této rostliny byly naklíčené v laboratoři a následně přepraveny na pokusnou plochu. Tato metoda je ve většině případů stejná, jako v případě většiny fytořemediačních rostlin (**tabulka číslo 1**) pokud se jedná o „polní“ poloprovoz. Množství článků, pojednávajících o fytořemediačních schopnostech rostlin je prováděno pouze laboratorně, kde jednotlivé týmy např. dle Griga a Bjelková (2013), Meers et al. (2005) nebo Campbell et al. (2002) pěstují rostliny v květináčích, příp. hydroponiích a kontaminant je zde přesně určen. V terénních podmínkách takových testů jako v mém případě, toto nebylo zcela možné. Nebylo zřejmé, o jaké množství, koncentrace a druhy kontaminantů se jedná. Oblast pokusného políčka je sice v mapách a průzkumech označována jako oblast s největší kontaminací ale zároveň i jako oblast s největší navázkou nespécifikovaného materiálu (**obrázek číslo 12**). Obsáhlejší rešerší, jsem se seznámil s technologií fytořemediace a výzkumem v této oblasti. Díky společnosti TRAWA jsem měl přístup a technologickou i technickou pomoc s konopím setým, *Cannabis sativa*.

Již pouhé vlastnictví a pak nadále pěstování se potýká s velkou organizační a legislativní zátěží, nejen z důvodu, jaký „tráva“ má. Jednotlivé druhy musí mít přesný obsah CTB, THC a vše musí být v souladu se státní správou, zejména celní.

Konopí (*Cannabis sativa* L.) bylo použito ke zkoumání jeho schopnosti jako obnovitelného zdroje pro dekontaminaci znečištěných půd těžkými kovy. Hromadění těžkých kovů v různých částech rostliny však bylo velmi odlišné. Všechny části konopných rostlin obsahují těžké kovy, a proto je jejich použití jako komerčně využitelného rostlinného materiálu omezené. Zjistil jsem, že nejvyšší koncentrace všech zkoumaných kovů byly nahromaděny většinou v listech. Tento výzkum je velice podobný jako výzkum, který prováděl Linger et al. (2005) nebo Kos et al. (2011) pomocí AAS. Výsledky jsou stejné. Tyto vlastnosti a výsledek také potvrzuje i Arru et al. (2004), kdy studoval kumulaci Cu v rostlině. Zjistil, že se Cu hromadí přednostně v epidermálních buňkách horních listů; to bylo také detekováno ve spiculae a také v abaxiálních trichomech. Primární lýková vlákna nejsou zapojena do hromadění mědi. Výzkum směřoval do analýz pomocí elektronové mikroskopie kombinované s rentgenovou mikroanalýzou pro zkoumání lokalizace mědi v konopí setém, pěstovaném v hydroponické kultuře bohaté na měď. Tento výzkum jsem provádět nemohl, ale zajisté by bylo zajímavé porovnání s *Cannabis sativa* z pokusného políčka. Linger et al. (2002) určil koncentrační vztah několika toxických kovů $Ni > Pb > Cd$ ve všech sledovaných částech rostliny. Tento závěr je stejný jako v mém případě.

Během růstu byla v dané lokalitě sledována vysoká reaktivita konopí na stres. Předpokládám, že stres byl způsoben právě toxickými kovy. Tento předpoklad potvrzuje i Citterio et al. (2003), kde byl pozorován zvýšený obsah fytochelatiny v DNA, což svědčí o schopnostech *Cannabis sativa* zabránit poškozování buněk aktivací různých molekulárních mechanismů. K podobným závěrům dochází ve své studii i Huang et al. (2019), kde doplňuje, že konopí může mít vyšší toleranci vůči kadmiu díky mechanismu transportu Cd způsobující, že klíčové geny určují specifický obranný systém. Dle jiného výzkumu (Shi et al., 2009) rostlina kumuluje Cd do kořenů rostliny. Tento závěr odpovídá i mému studiu, stejně jako dle Huang a Zhao (2019).

Pro zajímavost srovnání růstu a stresu rostliny připomínám **obrázek číslo 15** mé sklizně v lokalitě LAHOS a rostliny, které jsou sklizené společností TRAWA na jejich pokusném poli v Jakartovicích - taktéž v roce 2019, na půdě nekontaminované. Jednalo se o stejnou odrůdu konopí (*Finola*). Na nekontaminovaném území vzrůstem cca 3 - 3,8 m, na kontaminovaném cca 0,1 - 0,6 m. Musím podotknout, že nikde rostliny neměly poskytnuty nějaké přihnojování.



Obrázek 35: Rozdíl růstu a vitality rostlin v kontaminované a nekontaminované půdě

Výsledky testů obsahu všech sledovaných toxických kovů v rostlině ukazuje na poměr: kořen > stonek > herba. Toto jsou poznatky také dle studie Praspaliauskas et al. (2020), kde uvádí stejný poměr. Ve výsledcích mé práce pouze obsah arsenu toto pravidlo nepotvrzuje ale zároveň ani nevyvrací. Jarvis (2012) uvádí, že při analýze metodou ICP-MS je možná polyatomová interference. Je to jev, kdy v plazmatu dochází k tvorbě poměrně stabilních částic tvořené dvěma atomy s jedním kladným nábojem. Takové částice poskytují falešný kladný signál právě na As, který může mít v konečném důsledku, nedefinovaným způsobem, zvyšující množství analyzovaných prvků.

5.1 Nyní je půda čistá, ale co s takovým konopím?

Velký problém všech rostlin, které jsou použity na fytořemediace je, KAM se po splnění svého úkolu dají. KDE se skladovat? Co s nimi?

Dle studie Morin-Crini et al. (2018) je schopnost konopí extrahovat těžké kovy a další znečišťující látky z půdy, nabízí další užitečnou aplikaci rostliny a jakmile je sanace dokončena, lze rostlinný materiál stále použít k vytváření energie. Kromě čištění půdy se provádí výzkum použití konopných vláken k vytvoření absorpčního materiálu, který by mohl odfiltrovat těžké kovy z kontaminované vody.

Cannabis sativa má tak potenciál tvořit základ revolučního palivového průmyslu, mezinárodně distribuovaného, protože rostlina může být efektivně pěstována téměř kdekoli, přesto lokálně určována, protože spotřebitelé a komunity mohou být také výrobci (Deeley et al., 2002). Dle Xiao et al. (2011) lze konopný olej použít k výrobě bionafty prostřednictvím procesu transesterifikace a představuje vhodnou surovinu pro výrobu bionafty. Konopí poskytuje konkurenčně vysoký výnos ve srovnání s podobnými plodinami. Bionafta z konopného oleje vykazuje vynikající kvalitu paliva, s výjimkou parametrů kinetické viskozity a oxidační stability, které lze zlepšit zavedením chemických přísad (Kumar et al. 2017).

6 ZÁVĚR

Diplomová práce naplnila všechny vytýčené cíle. Výzkum prokázal, že konopí seté *Cannabis sativa* má velice dobré fytořemediační schopnosti. Přímý výzkum a následné analýzy proběhly pouze jeden rok a nebylo možné několikaleté pozorování, testování a následně i vyhodnocení zda rostliny po více sklizních absorbovaly větší či menší množství toxických kovů z pokusných ploch K1 – K3. Dále zda tyto plochy jsou alespoň povrchově částečně dekontaminované. Rovněž by bylo zajímavé použít pro růst sledovaných rostlin hnojiva příp. růstové simulátory, protože navázka v této oblasti je na ně velice skoupá.

Lokality DEZA-LAHOS jsou velice vhodné ke studiu poloprovozních a i provozních testů rostlin, které jsou vhodné pro fytořemediace. Téměř neomezený prostor pro vlastní pozorování a výzkum je neocenitelný. Určitě je zde možnost studovat pro dekontaminaci zemín jiné rostliny, min. ty, na které již byla rešerše zpracovaná, nejen stávající na konopí. Tyto plochy navrhuji dekontaminovat i v součinnosti několika druhů rostlin.

Rád bych v rámci doktorského studia rozšířil stávající výzkum a porovnal výsledky za několik let za účelem vyhodnocení vhodnosti fytořemediace pomocí *Cannabis sativa*. Rok 2020 nebyl vůbec příznivý pro možný výzkum, a proto v tomto roce proběhly nutné práce jen částečně. **Obrázky č. 36 a 37** ukazují plochy K1, K2 a K3, do kterých byly nasazeny v březnu 2020 vyklíčené rostlinky *Cannabis sativa*.

----- výzkum pokračuje -----



Obrázek 36: Výzkumné plochy K1 a K2 (autor)



Obrázek 37: Výzkumná plocha K3 (autor)

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

1. ABIOYE, O. P., P. AGAMUTHU a A. R. ABDUL AZIZ. Phytotreatment of soil contaminated with used lubricating oil using *Hibiscus cannabinus*. *Biodegradation*. 2012, **23**(2), 277-286. DOI: 10.1007/s10532-011-9506-9. ISSN 0923-9820.
2. ADAMS, Allan, Anantanarayanan RAMAN a Dennis HODGKINS. How do the plants used in phytoremediation in constructed wetlands, a sustainable remediation strategy, perform in heavy-metal-contaminated mine sites? *Water and Environment Journal*. 2012, **27**(3), 21-32. DOI: 10.1111/j.1747-6593.2012.00357.x. ISSN 17476585.
3. AFONSO, Thays França, Carolina Faccio DEMARCO, Simone PIENIZ, Flávio A. O. CAMARGO, Maurício Silveira QUADRO a Robson ANDREAZZA. Potential of *Solanum viarum* Dunal in use for phytoremediation of heavy metals to mining areas, southern Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*. 2019, **26**(23), 24132-24142. DOI: 10.1007/s11356-019-05460-z. ISSN 0944-1344.
4. AGAMUTHU, P., O.P. ABIOYE a A. Abdul AZIZ. Phytoremediation of soil contaminated with used lubricating oil using *Jatropha curcas*. *Journal of Hazardous Materials*. 2010, **179**(1-3), 891-894. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.03.088. ISSN 03043894.
5. AITCHISON, Eric W., Sara L. KELLEY, Pedro J.J. ALVAREZ a Jerald L. SCHNOOR. Phytoremediation of 1,4-Dioxane by Hybrid Poplar Trees. *Water Environment Research*. 2000, **72**(3), 313-321. DOI: 10.2175/106143000X137536. ISSN 10614303.
6. ALABOUDI, Khalid A., Berhan AHMED a Graham BRODIE. Phytoremediation of Pb and Cd contaminated soils by using sunflower (*Helianthus annuus*) plant. *Annals of Agricultural Sciences*. 2018, **63**(1), 123-127. DOI: 10.1016/j.aos.2018.05.007. ISSN 05701783.
7. ÁLVAREZ-MATEOS, Paloma, Francisco-Javier ALÉS-ÁLVAREZ a Juan Francisco GARCÍA-MARTÍN. Phytoremediation of highly contaminated mining soils by *Jatropha curcas* L. and production of catalytic carbons from the generated biomass.

- Journal of Environmental Management*. 2019, **231**, 886-895. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.10.052. ISSN 03014797.
8. ANDERSON-TEIXEIRA, Kristina. J., Sarah C. DAVIS, Michael D. MASTERS a Evan H. DELUCIA. Changes in soil organic carbon under biofuel crops. *GCB Bioenergy*. 2009, **1**(1), 75-96. DOI: 10.1111/j.1757-1707.2008.01001.x. ISSN 17571693.
 9. AQD-envitest. Analýza rizika lokality DEZA-LAHOS v Ostravě. Závěrečná zpráva. 2017.
 10. ARBAOUI, Sarra, Aricia EVLARD, Mohamed El Wafi MHAMDI, Bruno CAMPANELLA, Roger PAUL a Taoufik BETTAIEB. Potential of kenaf (*Hibiscus cannabinus* L.) and corn (*Zea mays* L.) for phytoremediation of dredging sludge contaminated by trace metals. *Biodegradation*. 2013, **24**(4), 563-567. DOI: 10.1007/s10532-013-9626-5. ISSN 0923-9820.
 11. ARRU, Laura, Sara ROGNONI, Micaela BARONCINI, Piera Medeghini BONATTI a Pierdomenico PERATA. Copper localization in *Cannabis sativa* L. grown in a copper-rich solution. *Euphytica*. 2004, **140**(1-2), 33-38. DOI: 10.1007/s10681-004-4752-0.
 12. ARYAL, Niroj a Dawn M. REINHOLD. Reduction of metal leaching by poplars during soil treatment of wastewaters: Small-scale proof of concept studies. *Ecological Engineering*. 2015, **78**, 53-61. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2014.05.020. ISSN 09258574.
 13. BADA S. Babatunde a Kamar A. RAJI. Phytoremediation potential of kenaf (*Hibiscus cannabinus* L.) grown in different soil textures and cadmium concentration. *African Journal of Environmental Science and Technology*. 2010. **4**(5), 250-255. ISSN 1991-637X
 14. BAHADUR, Ali, Rizwan AHMAD, Aftab AFZAL, Huyuan FENG, Vishandas SUTHAR, Asfa BATOOL, Aman KHAN a Muhammad MAHMOOD-UL-HASSAN. The influences of Cr-tolerant rhizobacteria in phytoremediation and attenuation of Cr (VI) stress in agronomic sunflower (*Helianthus annuus* L.). *Chemosphere*. 2017, **179**, 112-119. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.03.102. ISSN 00456535.
 15. BAKER, Alan J. M. METAL TOLERANCE. *New Phytologist*. 1987, **106**, 93-111. DOI: 10.1111/j.1469-8137.1987.tb04685.x. ISSN 0028646X.

16. BALDANTONI, Daniela, Angela CICATELLI, Alessandro BELLINO a Stefano CASTIGLIONE. Different behaviours in phytoremediation capacity of two heavy metal tolerant poplar clones in relation to iron and other trace elements. *Journal of Environmental Management*. 2014, **146**, 94-99. DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.07.045. ISSN 03014797.
17. BAOUNE, Hafida, Juan Daniel APARICIO, Adrian ACUÑA, Aminata Ould EL HADJ-KHELIL, Leandro SANCHEZ, Marta Alejandra POLTI a Analía ALVAREZ. Effectiveness of the *Zea mays*-*Streptomyces* association for the phytoremediation of petroleum hydrocarbons impacted soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2019, **184**. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2019.109591. ISSN 01476513.
18. BLAYLOCK, Michael. Field Demonstrations of Phytoremediation of Lead-Contaminated Soils. TERRY, Norman, ed. *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. CRC Press, 1999, 1999-09-24. DOI: 10.1201/9781439822654.ch1. ISBN 978-1-56670-450-2.
19. BRENTNER, Laura B., Sachiyo T. MUKHERJI, Susan A. WALSH a Jerald L. SCHNOOR. Localization of hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX) and 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) in poplar and switchgrass plants using phosphor imager autoradiography. *Environmental Pollution*. 2010, **158**(2), 470-475. DOI: 10.1016/j.envpol.2009.08.022. ISSN 02697491.
20. BURKEN, Joel G. a Jerald L. SCHNOOR. Predictive Relationships for Uptake of Organic Contaminants by Hybrid Poplar Trees. *Environmental Science & Technology*. 1998, **32**(21), 3379-3385. DOI: 10.1021/es9706817. ISSN 0013-936X.
21. CAMPBELL, Sonia, Daniel PAQUIN, Jonathan D. AWAYA a Qing X. LI. Remediation of Benzo[a]pyrene and Chrysene-Contaminated Soil with Industrial Hemp (*Cannabis sativa*). *International Journal of Phytoremediation*. 2002, **4**(2), 157-168. DOI: 10.1080/15226510208500080. ISSN 1522-6514.
22. CAPOZZI, Fiore, Maria Cristina SORRENTINO, Antonio Giandonato CAPORALE, Nunzio FIORENTINO, Simonetta GIORDANO a Valeria SPAGNUOLO. Exploring the phytoremediation potential of *Cynara cardunculus*: a trial on an industrial soil highly contaminated by heavy metals. *Environmental Science and Pollution Research*. 2020, **27**(9), 9075-9084. DOI: 10.1007/s11356-019-07575-9. ISSN 0944-1344.

23. CASTIGLIONE, Stefano., Valeria. TODESCHINI, Cinzia FRANCHIN, et al. Clonal differences in survival capacity, copper and zinc accumulation, and correlation with leaf polyamine levels in poplar: A large-scale field trial on heavily polluted soil. *Environmental Pollution*. 2009, **157**(7), 2108-2117. DOI: 10.1016/j.envpol.2009.02.011. ISSN 02697491.
24. CITTERIO, Sandra, Angela SANTAGOSTINO, Pietro FUMAGALLI, Nadia PRATO, Paolo RANALLI a Sergio SGORBATI. Heavy metal tolerance and accumulation of Cd, Cr and Ni by *Cannabis sativa* L. *Plant and Soil*. **256**(2), 243-252. DOI: 10.1023/A:1026113905129. ISSN 0032079X.
25. COLEMAN, Mark, D. a John, D. STANTURF. Biomass feedstock production systems: Economic and environmental benefits. *Biomass and Bioenergy*. 2006, **30**(8-9), 693-695. DOI: 10.1016/j.biombioe.2006.04.003. ISSN 09619534.
26. COSTA, Ana María, Susana Silvia BRIEVA a Liliana IRIARTE. Proceso de privatización, organización y competencia interportuaria en Argentina: el caso del Puerto Quequén. *Investigaciones Geográficas*. 2012, 54. DOI: 10.14350/rig.30184. ISSN 2448-7279.
27. DATA, A.R., GRAY, A.L.: Applications of inductively coupled plasma mass spectrometry, Oxford, Springer; 1991, ISBN: 978-0216924888.
28. DHIMAN, Saurabh Sudha, Xin ZHAO, Jinglin LI, et al. Metal accumulation by sunflower (*Helianthus annuus* L.) and the efficacy of its biomass in enzymatic saccharification. *PLOS ONE*. 2017, **12**(4). DOI: 10.1371/journal.pone.0175845. ISSN 1932-6203.
29. EEA. Progress in management of contaminated sites (CSI 015) May 2007 assessment. European Environment Agency. Available at: <http://themes.eea.europa.eu/IMS/IMS/ISpecs/ISpecification20041007131746/IAssessment1152619898983/viewcontent>
30. EZAKI, Bunichi, Erika NAGAO, Yoshifumi YAMAMOTO, Susumu NAKASHIMA a Takashi ENOMOTO. Wild plants, *Andropogon virginicus* L. and *Miscanthus sinensis* Anders, are tolerant to multiple stresses including aluminum, heavy metals and oxidative stresses. *Plant Cell Reports*. 2008, **27**(5), 951-961. DOI: 10.1007/s00299-007-0503-8. ISSN 0721-7714.-;

31. FAVAS, Paulo J.C., João PRATAS a M.N.V. PRASAD. Accumulation of arsenic by aquatic plants in large-scale field conditions: Opportunities for phytoremediation and bioindication. *Science of The Total Environment*. 2016, **433**, 390-397. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.06.091. ISSN 00489697.
32. FENG, Nai-Xian, Jiao YU, Hai-Ming ZHAO, et al. Efficient phytoremediation of organic contaminants in soils using plant–endophyte partnerships. *Science of The Total Environment*. 2017, **583**, 352-368. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.075. ISSN 00489697.
33. GAN, Yantai, Chang LIANG, Chantal HAMEL, Herb CUTFORTH a Hong WANG. Strategies for reducing the carbon footprint of field crops for semiarid areas. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 2011, **31**(4), 643-656. DOI: 10.1007/s13593-011-0011-7. ISSN 1774-0746.
34. GHNAYA Asma B, Gilbert CHARLES², Jeannette B. HAMIDA. Phytoremediation: in vitro selection of Rapeseed(*Brassica napus* L.) tolerant of toxic metals. *Geo-Eco-Trop*. 2006. **30**(2). 69-86. ISSN 1370-6071.
35. GHODBANE, Ilhem a Oualid HAMDAOUI. Removal of mercury(II) and cadmium(II) from aqueous media using eucalyptus bark: Kinetic and equilibrium studies. *Journal of Hazardous Materials*. 2008, **160**(2-3), 301-309. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2008.02.116. ISSN 03043894.
36. GIACHETTI, Giorgio a Luca SEBASTIANI. Metal accumulation in poplar plant grown with industrial wastes. *Chemosphere*. 2006, **64**(3), 446-454. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.11.021. ISSN 00456535.
37. GLASS, D. Economic Potential of Phytoremediation. RASKIN, Ilya a Burt D. ENSLEY. *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*. John Wiley & Sons, Inc, New York. 2000. 15-32. ISBN 978-0-471-19254-1
38. GONZÁLEZ, R. Carrillo a M.C.A. GONZÁLEZ-CHÁVEZ. Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. *Environmental Pollution*. 2006, **144**(1), 84-92. DOI: 10.1016/j.envpol.2006.01.006. ISSN 02697491.
39. GRIGA, Miroslav a Marie BJELKOVÁ. Flax (*Linum usitatissimum* L.) and Hemp (*Cannabis sativa* L.) as Fibre Crops for Phytoextraction of Heavy Metals: Biological, Agro-technological and Economical Point of View. GUPTA, Dharmendra Kumar, ed.

- Plant-Based Remediation Processes*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2013, 2013-2-19, 199-237. Soil Biology. DOI: 10.1007/978-3-642-35564-6_11. ISBN 978-3-642-35563-9.
40. GUIDI NISSIM, Werther, Alessandra CINCINELLI, Tania MARTELLINI, Laura ALVISI, Emily PALM, Stefano MANCUSO a Elisa AZZARELLO. Phytoremediation of sewage sludge contaminated by trace elements and organic compounds. *Environmental Research*. 2018, **164**, 356-366. DOI: 10.1016/j.envres.2018.03.009. ISSN 00139351.
41. GULLNER, Gábor, Tamás KÖMIVES a Heinz RENNENBERG. Enhanced tolerance of transgenic poplar plants overexpressing γ -glutamylcysteine synthetase towards chloroacetanilide herbicides. *Journal of Experimental Botany*. 2001, **52**(358), 971-979. DOI: 10.1093/jexbot/52.358.971. ISSN 1460-2431.
42. GUO, Zhipeng, Yani GAO, Xinlong CAO, et al. Phytoremediation of Cd and Pb interactive polluted soils by switchgrass (*Panicum virgatum* L.). *International Journal of Phytoremediation*. 2019, **21**(14), 1486-1496. DOI: 10.1080/15226514.2019.1644285. ISSN 1522-6514.
43. HAVEL Ladislav, Václav Trojan, Olga Kryštofová, Ondřej Zitka, Petr Babula, Josef Zehnálek. Phytoremediation potential of flax (*Linum usitatissimum*) to heavy metals with respect to biosynthesis of phytochelatin and activity of phytochelatin synthase. *Journal of Biotechnology*. 2010., **150**. 223–223. ISSN 01681656.
44. Historie DEZA. DEZA [online]. 2020 [cit. 2020-05-24]. Dostupné z: <http://www.deza.cz/historie-spolecnosti>
45. HOU, Shuzhen, Xin WANG, Mohammad SHAFI, et al. Remediation efficacy of *Sedum plumbizincicola* as affected by intercropping of landscape plants and oxalic acid in urban cadmium contaminated soil. *Journal of Soils and Sediments*. 2019, **19**(10), 3512-3520. DOI: 10.1007/s11368-019-02309-3. ISSN 1439-0108.
46. HU, Pengjie, Yu ZHANG, Bei DONG, Wenya GAO, Chen CHENG, Yongming LUO, Peter CHRISTIE a Longhua WU. Assessment of phytoextraction using *Sedum plumbizincicola* and rice production in Cd-polluted acid paddy soils of south China: A field study. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2019, **286**. DOI: 10.1016/j.agee.2019.106651. ISSN 01678809.

47. HUANG, Yumin, Defang LI, Lining ZHAO, et al. Comparative transcriptome combined with physiological analyses revealed key factors for differential cadmium tolerance in two contrasting hemp (*Cannabis sativa* L.) cultivars. *Industrial Crops and Products*. 2019, **140**. DOI: 10.1016/j.indcrop.2019.111638. ISSN 09266690.
48. CHAUHAN, Priti, A.B. RAJGURU, M.Y. DUDHE a Jyoti MATHUR. Efficacy of lead (Pb) phytoextraction of five varieties of *Helianthus annuus* L. from contaminated soil. *Environmental Technology & Innovation*. 2020, **18**. DOI: 10.1016/j.eti.2020.100718. ISSN 23521864.
49. CHEN, Li, Jin-yan YANG a Dan WANG. Phytoremediation of uranium and cadmium contaminated soils by sunflower (*Helianthus annuus* L.) enhanced with biodegradable chelating agents. *Journal of Cleaner Production*. 2020, **263**. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.121491. ISSN 09596526.
50. CHEN, Lianghua, Xiangwei HU, Wanqin YANG, Zhenfeng XU, Danju ZHANG a Shun GAO. The effects of arbuscular mycorrhizal fungi on sex-specific responses to Pb pollution in *Populus cathayana*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2015, **113**, 460-468. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2014.12.033. ISSN 01476513.
51. CHOCKALINGAM, Evvie a S. SUBRAMANIAN. Utility of *Eucalyptus tereticornis* (Smith) bark and *Desulfotomaculum nigrificans* for the remediation of acid mine drainage. *Bioresource Technology*. 2009, **100**(2), 615-621. DOI: 10.1016/j.biortech.2008.07.004. ISSN 09608524.
52. JANUARY, Mary C., Teresa J. CUTRIGHT, Harry Van KEULEN a Robert WEI. Hydroponic phytoremediation of Cd, Cr, Ni, As, and Fe: Can *Helianthus annuus* hyperaccumulate multiple heavy metals? *Chemosphere*. 2008, **70**(3), 531-537. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2007.06.066. ISSN 00456535.
53. JARVIS, K. E.: *Handbook of Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry*, Oxford, Springer. 2012, ISBN: 978-0216929128.
54. JASSAL, Rachhpal S., T. Andrew BLACK, Carmela AREVALO, Hughie JONES, Jagtar S. BHATTI a Derek SIDDERS. Carbon sequestration and water use of a young hybrid poplar plantation in north-central Alberta. *Biomass and Bioenergy*. 2013, **56**, 323-333. DOI: 10.1016/j.biombioe.2013.05.023. ISSN 09619534.

55. JI, Puhui, Yufang SONG, Tieheng SUN, Yang LIU, Xiufeng CAO, Dong XU, Xiaoxia YANG a Tom MCRAE. In-Situ Cadmium Phytoremediation using *Solanum Nigrum* L: the Bio-Accumulation Characteristics Trail. *International Journal of Phytoremediation*. 2011, **13**(10), 1014-1023. DOI: 10.1080/15226514.2010.549861. ISSN 1522-6514.
56. KACPRZAK, Malgorzata J., Karolina ROSIKON, Krzysztof FIJALKOWSKI a Anna GROBELAK. The Effect of *Trichoderma* on Heavy Metal Mobility and Uptake by *Miscanthus giganteus*, *Salix* sp., *Phalaris arundinacea*, and *Panicum virgatum*. *Applied and Environmental Soil Science*. 2014, **2014**, 1-10. DOI: 10.1155/2014/506142. ISSN 1687-7667.
57. KAPOOR, A.S. 2001. Kapoor, A.S. 2001. Biodrainage –A biological option for controlling waterlogging and salinity. Tata McGraw – Hill Publishing Company Limited, New Delhi. 315. ISBN 9780070402317.
58. KATHI, Srujana, Anisa, B. KHAN. Phytoremediation approaches to PAH contaminated soil. *Indian Journal of Science and Technology*. 2011. **1**. 56-63. DOI: 10.17485/ijst/2011/v4i1/29935 ISSN: 0974- 6846.
59. KAYAMA, Masazumi. Comparison of the Aluminum Tolerance of *Miscanthus sinensis* Anderss. and *Miscanthus sacchariflorus* Benth in Hydroculture. *International Journal of Plant Sciences*. 2001, **162**(5), 1025-1031. DOI: 10.1086/322890. ISSN 1058-5893.
60. KHAN, Abdur Rahim, Muhammad WAQAS, Ihsan ULLAH, Abdul Latif KHAN, Muhammad Aaqil KHAN, In-Jung LEE a Jae-Ho SHIN. Culturable endophytic fungal diversity in the cadmium hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and their role in enhancing phytoremediation. *Environmental and Experimental Botany*. 2017, **135**, 126-135. DOI: 10.1016/j.envexpbot.2016.03.005. ISSN 00988472.
61. KING, Drew J., Augustine I. DORONILA, Christina FEENSTRA, Alan J.M. BAKER a Ian E. WOODROW. Phytostabilisation of arsenical gold mine tailings using four *Eucalyptus* species: Growth, arsenic uptake and availability after five years. *Science of The Total Environment*. 2008, **406**(1-2), 35-42. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.07.054. ISSN 00489697.
62. KOMÁREK, Josef. *Atomová absorpční spektrometrie*. 1. vyd. Brno: Masarykova univerzita, 2000. 85 s. ISBN 802102500X.

63. KOS, B., H. GRČMAN a D. LEŠTAN. Phytoextraction of lead, zinc and cadmium from soil by selected plants. *Plant, Soil and Environmen.* 2011, **49**(12), 548-553. DOI: 10.17221/4192-PSE. ISSN 12141178.
64. KOTRBA, Pavel. Transgenic Approaches to Enhance Phytoremediation of Heavy Metal-Polluted Soils. GUPTA, Dharmendra Kumar, ed. *Plant-Based Remediation Processes*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2013, 2013-2-19, 239-271. Soil Biology. DOI: 10.1007/978-3-642-35564-6_12. ISBN 978-3-642-35563-9.
65. KROFTA, Jiří. *Návody pro laboratorní cvičení z analytické chemie II*. 6. přepr. vyd. Praha: VŠCHT, 2001. ISBN 80-7080-451-3.
66. KUMAR, Sanjeev, Ritu SINGH, Virendra KUMAR, Anita RANI a Rajeev JAIN. *Cannabis sativa*: A Plant Suitable for Phytoremediation and Bioenergy Production. BAUDDH, Kuldeep, Bhaskar SINGH a John KORSTAD, ed. *Phytoremediation Potential of Bioenergy Plants*. Singapore: Springer Singapore, 2017, 269-285. DOI: 10.1007/978-981-10-3084-0_10. ISBN 978-981-10-3083-3.
67. LAG-BROTONS, A., I. GÓMEZ, J. NAVARRO-PEDREÑO, A.M. MAYORAL a M.D. CURT. Sewage sludge compost use in bioenergy production – a case study on the effects on *Cynara cardunculus* L energy crop. *Journal of Cleaner Production*. 2014, **79**, 32-40. DOI: 10.1016/j.jclepro.2014.05.021. ISSN 09596526.
68. LEROY, M.C., M. LEGRAS, S. MARCOTTE, V. MONCOND'HUY, N. MACHOUR, F. LE DERF a F. PORTET-KOLTALO. Assessment of PAH dissipation processes in large-scale outdoor mesocosms simulating vegetated road-side swales. *Science of The Total Environment*. 2015, **520**, 146-153. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.03.020. ISSN 00489697.
69. LI Cu, Qing-Hai WANG, Bo XIAO a Yunfu LI. Phytoremediation potential of switchgrass (*Panicum virgatum* L.) for Cr-polluted soil. In: *2011 International Symposium on Water Resource and Environmental Protection*. IEEE, 2011, 2011, 1731-1734. DOI: 10.1109/ISWREP.2011.5893582. ISBN 978-1-61284-339-1.
70. LIAO, Changjun, Xujun LIANG, Guining LU, Truonggiang THAI, Wending XU a Zhi DANG. Effect of surfactant amendment to PAHs-contaminated soil for phytoremediation by maize (*Zea mays* L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2015, **112**, 1-6. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2014.10.025. ISSN 01476513.

71. LINGER, P., A. OSTWALD a J. HAENSLER. *Cannabis sativa* L. growing on heavy metal contaminated soil: growth, cadmium uptake and photosynthesis. *Biologia Plantarum*. 2005, **49**(4), 567-576. DOI: 10.1007/s10535-005-0051-4. ISSN 0006-3134.
72. LINGER, P., J. MÜSSIG, H. FISCHER a J. KOBERT. Industrial hemp (*Cannabis sativa* L.) growing on heavy metal contaminated soil: fibre quality and phytoremediation potential. *Industrial Crops and Products*. 2002, **16**(1), 33-42. DOI: 10.1016/S0926-6690(02)00005-5. ISSN 09266690.
73. LLUGANY, Mercè, Roger MIRALLES, Isabel CORRALES, Juan BARCELÓ a Charlotte POSCHENRIEDER. *Cynara cardunculus* a potentially useful plant for remediation of soils polluted with cadmium or arsenic. *Journal of Geochemical Exploration*. 2012, **123**, 122-127. DOI: 10.1016/j.gexplo.2012.06.016. ISSN 03756742.
74. LONE, Mohammad Iqbal, Zhen-li HE, Peter J. STOFFELLA a Xiao-e YANG. Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: Progresses and perspectives. *Journal of Zhejiang University SCIENCE B*. 2008, **9**(3), 210-220. DOI: 10.1631/jzus.B0710633. ISSN 1673-1581.
75. LÖSER, Christian, Andreas ZEHNSDORF, Mario FUSSY a Hans-Joachim STÄRK. Conditioning of Heavy Metal-Polluted River Sediment by *Cannabis sativa* L. *International Journal of Phytoremediation*. 2006, **4**(1), 27-45. DOI: 10.1080/15226510208500071. ISSN 1522-6514.
76. LOTFY, S.M. a A.Z. MOSTAFA. Phytoremediation of contaminated soil with cobalt and chromium. *Journal of Geochemical Exploration*. 2014, **144**, 367-373. DOI: 10.1016/j.gexplo.2013.07.003. ISSN 03756742.
77. LUDVÍKOVÁ, Michaela a Miroslav GRIGA. Transgenic Fiber Crops for Phytoremediation of Metals and Metalloids. *Transgenic Plant Technology for Remediation of Toxic Metals and Metalloids*. Elsevier, 2019, 341-358. DOI: 10.1016/B978-0-12-814389-6.00016-X. ISBN 9780128143896.
78. MADEJÓN, Paula, Teodoro MARAÑÓN, Carmen M. NAVARRO-FERNÁNDEZ, María T. DOMÍNGUEZ, José M. ALEGRE, Brett ROBINSON, José M. MURILLO a Jorge PAZ-FERREIRO. Potential of *Eucalyptus camaldulensis* for phytostabilization

- and biomonitoring of trace-element contaminated soils. *PLOS ONE*. 2017, **12**(6). DOI: 10.1371/journal.pone.0180240. ISSN 1932-6203.
79. MEERA, M. a P. AGAMUTHU. Phytoextraction of As and Fe using *Hibiscus cannabinus* L. from soil polluted with landfill leachate. *International Journal of Phytoremediation*. 2012, **14**(2), 186-199. DOI: 10.1080/15226514.2011.587481. ISSN 1522-6514.
80. MEERS, E., A. RUTTENS, M. HOPGOOD, E. LESAGE a F.M.G. TACK. Potential of *Brassica rapa*, *Cannabis sativa*, *Helianthus annuus* and *Zea mays* for phytoextraction of heavy metals from calcareous dredged sediment derived soils. *Chemosphere*. 2005, **61**(4), 561-572. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.02.026. ISSN 00456535.
81. MEERS, E., S. VAN SLYCKEN, K. ADRIAENSEN, et al. The use of bio-energy crops (*Zea mays*) for 'phytoattenuation' of heavy metals on moderately contaminated soils: A field experiment. *Chemosphere*. 2010, **78**(1), 35-41. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2009.08.015. ISSN 00456535.
82. MEERS, Erik., Bart, VANDECASTEELE, Ann RUTTENS, Jaco VANGRONSVELD a Filip, M.G. TACK. Potential of five willow species (*Salix* spp.) for phytoextraction of heavy metals. *Environmental and Experimental Botany*. 2007, **60**(1), 57-68. DOI: 10.1016/j.envexpbot.2006.06.008. ISSN 00988472.
83. MELO, Evio, E.C., Enio, T.S. COSTA, Luis, R.G. GUILHERME, Valdemar FAQUIN a Clistenes, W.A. NASCIMENTO. Accumulation of arsenic and nutrients by castor bean plants grown on an As-enriched nutrient solution. *Journal of Hazardous Materials*. 2009, **168**(1), 479-483. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.02.048. ISSN 03043894.
84. MENDEZ, Monica O. a Raina M. MAIER. Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. 2008, **7**(1), 47-59. DOI: 10.1007/s11157-007-9125-4. ISSN 1569-1705.
85. MIHOC, Marcela, Georgeta POP, Ersilia ALEXA a Isidora RADULOV. Nutritive quality of romanian hemp varieties (*Cannabis sativa* L.) with special focus on oil and metal contents of seeds. *Chemistry Central Journal*. 2012, **6**(1). DOI: 10.1186/1752-153X-6-122. ISSN 1752-153X.

86. MILLER, Rachel, S., Zareen KHAN, Sharon, L. DOTY. Comparison of Trichloroethylene Toxicity, Removal, and Degradation by Varieties of Populus and Salix for Improved Phytoremediation Applications. *Journal of Bioremediation & Biodegradation* [online]. 2011, **s7** [cit. 2020-05-12]. DOI: 10.4172/2155-6199.S7-001. ISSN 21556199.
87. MIRZA, Nosheen, Arshid PERVEZ, Qaisar MAHMOOD, Mohammad Maroof SHAH a Mustafa Nawaz SHAFQAT. Ecological restoration of arsenic contaminated soil by Arundo donax L. *Ecological Engineering*. 2011, **37**(12), 1949-1956. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2011.07.006. ISSN 09258574.
88. MIRZA, Nosheen, Qaisar MAHMOOD, Arshid PERVEZ, Raza AHMAD, Robina FAROOQ, Mohammad Maroof SHAH a Muhammad Rashid AZIM. Phytoremediation potential of Arundo donax in arsenic-contaminated synthetic wastewater. *Bioresource Technology*. 2010, **101**(15), 5815-5819. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.03.012. ISSN 09608524.
89. MORIN-CRINI, Nadia, Sonia LOIACONO, Vincent PLACET, et al. Hemp-Based Materials for Metal Removal. CRINI, Grégorio a Eric LICHTFOUSE, ed. *Green Adsorbents for Pollutant Removal*. Cham: Springer International Publishing, 2018, 1-34. Environmental Chemistry for a Sustainable World. DOI: 10.1007/978-3-319-92162-4_1. ISBN 978-3-319-92161-7.
90. MORIN-CRINI, Nadia, Sonia LOIACONO, Vincent PLACET, et al. Hemp-based adsorbents for sequestration of metals: a review. *Environmental Chemistry Letters*. 2019, **17**(1), 393-408. DOI: 10.1007/s10311-018-0812-x. ISSN 1610-3653.
91. MURAKAMI, Masaharu a Noriharu AE. Potential for phytoextraction of copper, lead, and zinc by rice (*Oryza sativa* L.), soybean (*Glycine max* [L.] Merr.), and maize (*Zea mays* L.). *Journal of Hazardous Materials*. 2009, **162**(2-3), 1185-1192. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2008.06.003. ISSN 03043894.
92. MURPHY, Ian J. a Joel R. COATS. The capacity of switchgrass (*Panicum virgatum*) to degrade atrazine in a phytoremediation setting. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2011, **30**(3), 715-722. DOI: 10.1002/etc.437. ISSN 07307268.
93. MURTIC, Senad, Cerima ZAHIROVIC, Hamdija CIVIC, Lutvija KARIC a Josip JURKOVIC. UPTAKE OF HEAVY METALS BY TOMATO PLANTS

- (*Lycopersicon esculentum* Mill.) AND THEIR DISTRIBUTION INSIDE THE PLANT. *The Journal "Agriculture and Forestry"*. 2018, **64**(4). DOI: 10.17707/AgricultForest.64.4.25. ISSN 05545579.
94. NASCIMENTO, Clístenes Williams Araújo do a Baoshan XING. Phytoextraction: a review on enhanced metal availability and plant accumulation. *Scientia Agricola*. 2006, **63**(3), 299-311. DOI: 10.1590/S0103-90162006000300014. ISSN 0103-9016.
95. NAVARRO-LEÓN, Eloy, Juan Manuel RUIZ, Alfonso ALBACETE a Begoña BLASCO. Tolerance to cadmium toxicity and phytoremediation potential of three *Brassica rapa* CAX1a TILLING mutants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2020, **189**. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2019.109961. ISSN 01476513.
96. Návodky pro studenty, Atomový absorpční spektrometr VARIAN AA 280FS. Pracoviště ICT, Ing. Martina Nováčková.
97. Návodky pro studenty, ICP-MS spektrometr PlasmaQuant MS Elite. Pracoviště ICT, Ing. Martina Nováčková.
98. NEHNEVAJOVA, Erika, Rolf HERZIG, Guido FEDERER, Karl-Hans ERISMANN a Jean-Paul SCHWITZGUÉBEL. Screening of sunflower cultivars for metal phytoextraction in a contaminated field prior to mutagenesis. *International Journal of Phytoremediation*. 2005, **7**(4), 337-349. DOI: 10.1080/16226510500327210. ISSN 1522-6514.
99. NEWMAN, Lee A., Stuart E. STRAND, Nami CHOE, et al. Uptake and Biotransformation of Trichloroethylene by Hybrid Poplars. *Environmental Science & Technology*. 1997, **31**(4), 1062-1067. DOI: 10.1021/es960564w. ISSN 0013-936X.
100. NSANGANWIMANA, Florian, Bertrand POURRUT, Michel MENCH a Francis DOUAY. Suitability of *Miscanthus* species for managing inorganic and organic contaminated land and restoring ecosystem services. A review. *Journal of Environmental Management*. 2014, **143**, 123-134. DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.04.027. ISSN 03014797.
101. Osvobození Ostravy Jih. *Ostrava Jih* [online]. 2016 [cit. 2020-05-24]. Dostupné z: <http://historie.ovajih.cz/osvobozeni-zabrehu-nad-odrou/>

- 102.PADMAVATHIAMMA, Prabha K. a Loretta Y. LI. Phytoremediation Technology: Hyper-accumulation Metals in Plants. *Water, Air, and Soil Pollution*. 2007, **184**(1-4), 105-126. DOI: 10.1007/s11270-007-9401-5. ISSN 0049-6979.
- 103.PANDEY, Vimal Chandra, Kripal SINGH, Jay Shankar SINGH, Akhilesh KUMAR, Bajrang SINGH a Rana P. SINGH. Jatropha curcas: A potential biofuel plant for sustainable environmental development. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2012, **16**(5), 2870-2883. DOI: 10.1016/j.rser.2012.02.004. ISSN 13640321.
- 104.PAPAZOGLU, Eleni G. Responses of Cynara cardunculus L. to single and combined cadmium and nickel treatment conditions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2011, **74**(2), 195-202. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2010.06.026. ISSN 01476513.
- 105.PAPAZOGLU, Eleni G., George A. KARANTOUNIAS, Stavros N. VEMMOS a Dimitros L. BOURANIS. Photosynthesis and growth responses of giant reed (Arundo donax L.) to the heavy metals Cd and Ni. *Environment International*. 2005, **31**(2), 243-249. DOI: 10.1016/j.envint.2004.09.022. ISSN 01604120.
- 106.PATEK-MOHD, Nur-Nazirah, Arifin ABDU, Shamshuddin JUSOP, Hazandy ABDUL-HAMID, Md. Rezaul KARIM, Mohammad NAZRIN, Mohd-Hadi AKBAR a Aiza Shaliha JAMALUDDIN. Potentiality of Melastoma malabathricum as Phytoremediators of soil contaminated with sewage sludge. *Scientia Agricola*. 2018, **75**(1), 27-35. DOI: 10.1590/1678-992x-2016-0002. ISSN 0103-9016.
- 107.PATNUKAO, Phussadee, Apipreeya KONGSUWAN a Prasert PAVASANT. Batch studies of adsorption of copper and lead on activated carbon from Eucalyptus camaldulensis Dehn. bark. *Journal of Environmental Sciences*. 2008, **20**(9), 1028-1034. DOI: 10.1016/S1001-0742(08)62145-2. ISSN 10010742.
- 108.PEER, Wendy Ann, Ivan R. BAXTER, Elizabeth L. RICHARDS, John L. FREEMAN a Angus S. MURPHY. Phytoremediation and hyperaccumulator plants. TAMAS, Markus J. a Enrico MARTINOIA, ed. *Molecular Biology of Metal Homeostasis and Detoxification*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2006, 299-340. Topics in Current Genetics. DOI: 10.1007/4735_100. ISBN 978-3-540-22175-3.
- 109.PHILIPPOT, Laurent, Jos M. RAAIJMAKERS, Philippe LEMANCEAU a Wim H. VAN DER PUTTEN. Going back to the roots: the microbial ecology

- of the rhizosphere. *Nature Reviews Microbiology*. 2013, **11**(11), 789-799. DOI: 10.1038/nrmicro3109. ISSN 1740-1526.
110. PHOUTHAVONG-MURPHY, Jacob C., Alyssa K. MERRILL, Stephanie ZAMULE, David GIACHERIO, Beverly BROWN, Carol ROOTE a Padmini DAS. Phytoremediation potential of switchgrass (*Panicum virgatum*), two United States native varieties, to remove bisphenol-A (BPA) from aqueous media. *Scientific Reports*. 2020, **10**(1). DOI: 10.1038/s41598-019-56655-w. ISSN 2045-2322.
111. PIDLISNYUK, Valentina, Tetyana STEFANOVSKA, Edwin E. LEWIS, Larry E. ERICKSON a Lawrence C. DAVIS. Miscanthus as a Productive Biofuel Crop for Phytoremediation. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 2014, **33**(1), 1-19. DOI: 10.1080/07352689.2014.847616. ISSN 0735-2689.
112. PILON-SMITS, Elizabeth AH a Danika L LEDUC. Phytoremediation of selenium using transgenic plants. *Current Opinion in Biotechnology*. 2009, **20**(2), 207-212. DOI: 10.1016/j.copbio.2009.02.001. ISSN 09581669.
113. PILON-SMITS, Elizabeth. A. H., Mario P. de SOUZA, Mel, C. LYTLE, C. SHANG, T. LUGO a N. TERRY. Selenium volatilization and assimilation by hybrid poplar (*Populus tremula* x *alba*). *Journal of Experimental Botany*. 1998, **49**(328), 1889-1892. DOI: 10.1093/jxb/49.328.1889. ISSN 0022-0957.
114. POTTIER, Mathieu, Vanesa S. GARCÍA de la TORRE, Cindy VICTOR, Laure C. DAVID, Michel CHALOT a Sébastien THOMINE. Genotypic variations in the dynamics of metal concentrations in poplar leaves: A field study with a perspective on phytoremediation. *Environmental Pollution*. 2015, **199**, 73-82. DOI: 10.1016/j.envpol.2015.01.010. ISSN 02697491.
115. PRABURAMAN, Loganathan, Jung-Hee PARK, Yool-Jin PARK, Zhiguo HE, S. KAMALA-KANNAN a Byung-Taek OH. Effect of panchakavya (organic formulation) on phytoremediation of lead and zinc using *Zea mays*. *Chemosphere*. 2020, **246**. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.125810. ISSN 00456535.
116. PRASPALIAUSKAS, Marius, Jūratė ŽALTAUSKAITĖ, Nerijus PEDĖŠIUS a Nerijus STRIUGAS. Comprehensive evaluation of sewage sludge and sewage sludge char soil amendment impact on the industrial hemp growth performance and heavy metal

- accumulation. *Industrial Crops and Products*. 2020, **150**. DOI: 10.1016/j.indcrop.2020.112396. ISSN 09266690.
- 117.PRAVEEN, Ashish a Vimal Chandra PANDEY. Miscanthus—a perennial energy grass in phytoremediation. *Phytoremediation Potential of Perennial Grasses*. Elsevier, 2020, 79-95. DOI: 10.1016/B978-0-12-817732-7.00004-3. ISBN 9780128177327.
- 118.PULFORD, I. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees—a review. *Environment International*. 2003, **29**(4), 529-540. DOI: 10.1016/S0160-4120(02)00152-6. ISSN 01604120.
- 119.RAJ, Deep, Adarsh KUMAR a Subodh Kumar MAITI. Brassica juncea (L.) Czern. (Indian mustard): a putative plant species to facilitate the phytoremediation of mercury contaminated soils. *International Journal of Phytoremediation*. 2020, **22**(7), 733-744. DOI: 10.1080/15226514.2019.1708861. ISSN 1522-6514.
- 120.RASKIN, Ilya a Burt D. ENSLEY. *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*. John Wiley & Sons, Inc, New York. 2000. 352. ISBN 0471192546.
- 121.RASTOGI, Anu, Brij Kishore MISHRA, Munna SINGH, Ritu MISHRA a Sudhir SHUKLA. Role of micronutrients on quantitative traits and prospects of its accumulation in linseed (*Linum usitatissimum* L.). *Archives of Agronomy and Soil Science*. 2014, **60**(10), 1389-1409. DOI: 10.1080/03650340.2014.887846.
- 122.REHMAN, Muhammad Saif Ur, Naim RASHID, Ameena SAIF, Tariq MAHMOOD a Jong-In HAN. Potential of bioenergy production from industrial hemp (*Cannabis sativa*): Pakistan perspective. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2013, **18**, 154-164. DOI: 10.1016/j.rser.2012.10.019. ISSN 13640321.
- 123.REILLEY, K. A., M. K. BANKS a A. P. SCHWAB. Dissipation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Rhizosphere. *Journal of Environmental Quality*. 1996, **25**(2), 212-219. DOI: 10.2134/jeq1996.00472425002500020002x. ISSN 0047-2425.
- 124.ROBINSON, Brett H., Tessa, M., MILLS, Daniel PETIT, Lindsay, E. FUNG, Steve R., GREEN a Brent E. CLOTHIER. Natural and induced cadmium-accumulation in poplar and willow: Implications for phytoremediation *Plant and Soil*. 2000. **227**(1/2), 301-306. DOI: 10.1023/A:1026515007319. ISSN 0032079X.

- 125.ROMIJN, Henny A. Land clearing and greenhouse gas emissions from Jatropha biofuels on African Miombo Woodlands. *Energy Policy*. 2011, **39**(10), 5751-5762. DOI: 10.1016/j.enpol.2010.07.041. ISSN 03014215.
- 126.ROWE, Rebecca L., Nathaniel R. STREET a Gail TAYLOR. Identifying potential environmental impacts of large-scale deployment of dedicated bioenergy crops in the UK. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2009, **13**(1), 271-290. DOI: 10.1016/j.rser.2007.07.008. ISSN 13640321.
- 127.RYLOTT, Elizabeth L. a Neil C. BRUCE. Plants disarm soil: engineering plants for the phytoremediation of explosives. *Trends in Biotechnology*.. 2009, **27**(2), 73-81. DOI: 10.1016/j.tibtech.2008.11.001. ISSN 01677799.
- 128.SAAT, Ahmad, Ain Shaqina KAMSANI, Wan Nur Aina Nadzira KAMRI, Nur Hasyimah Mat TALIB, Ab Khalik WOOD a Zaini HAMZAH. *Potential of Melastoma malabathricum as bio-accumulator for uranium and thorium from soil*. AIP Conference proceedings. 2015, 050001-6. DOI: 10.1063/1.4916871.
- 129.SABEEN, Maria, Qaisar MAHMOOD, Muhammad IRSHAD, et al. Cadmium Phytoremediation by *Arundo donax* L. from Contaminated Soil and Water. *BioMed Research International*. 2013, **2013**, 1-9. DOI: 10.1155/2013/324830. ISSN 2314-6133.
- 130.SAIER, Milton H. a John T. TREVORS. Phytoremediation. *Water, Air, and Soil Pollution*. 2010, **205**(S1), 61-63. DOI: 10.1007/s11270-008-9673-4. ISSN 0049-6979.
- 131.SALAM, Mir Md Abdus, Muhammad MOHSIN, Pertti PULKKINEN, Paavo PELKONEN a Ari PAPPINEN. Effects of soil amendments on the growth response and phytoextraction capability of a willow variety (*S. viminalis* × *S. schwerinii* × *S. dasyclados*) grown in contaminated soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2019, **171**, 753-770. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2019.01.045. ISSN 01476513.
- 132.SARIN, Vikrant a Kamal, K. PANT. Removal of chromium from industrial waste by using eucalyptus bark. *Bioresource Technology*. 2006, **97**(1), 15-20. DOI: 10.1016/j.biortech.2005.02.010. ISSN 09608524.
- 133.SARTORI, Fabio, Rattan LAL, Michael H. EBINGER a James A. EATON. Changes in soil carbon and nutrient pools along a chronosequence of poplar plantations

- in the Columbia Plateau, Oregon, USA. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2007, **122**(3), 325-339. DOI: 10.1016/j.agee.2007.01.026. ISSN 01678809.
134. SEBASTIANI, Luca, Francesca SCEBBA a Roberto TOGNETTI. Heavy metal accumulation and growth responses in poplar clones Eridano (*Populus deltoides* × *maximowiczii*) and I-214 (*P.* × *euramericana*) exposed to industrial waste. *Environmental and Experimental Botany*. 2004, **52**(1), 79-88. DOI: 10.1016/j.envexpbot.2004.01.003. ISSN 00988472.
135. SHAH, Vijendra a Achlesh DAVEREY. Phytoremediation: A multidisciplinary approach to clean up heavy metal contaminated soil. *Environmental Technology & Innovation*. 2020, **18**. DOI: 10.1016/j.eti.2020.100774. ISSN 23521864.
136. SHI, Gangrong a Qingsheng CAI. Zinc tolerance and accumulation in eight oil crops. *Journal of Plant Nutrition*. 2010, **33**(7), 982-997. DOI: 10.1080/01904161003728669. ISSN 0190-4167.
137. SHI, Gangrong, Qingsheng. CAI, Qing LIU a Lu WU. Salicylic acid-mediated alleviation of cadmium toxicity in hemp plants in relation to cadmium uptake, photosynthesis, and antioxidant enzymes. *Acta Physiologiae Plantarum*. 2009, **31**(5), 969-977. DOI: 10.1007/s11738-009-0312-5. ISSN 0137-5881.
138. SINGH, Jay Shankar, Vimal Chandra PANDEY a D. P. SINGH. Efficient soil microorganisms: A new dimension for sustainable agriculture and environmental development. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2011, **140**(3-4), 339-353. DOI: 10.1016/j.agee.2011.01.017. ISSN 01678809.
139. SMYKALOVA, Iva, Miroslava VRBOVA, Eva TEJKLOVA, Martina VETROVCOVA a Miroslav GRIGA. Large scale screening of heavy metal tolerance in flax/linseed (*Linum usitatissimum* L.) tested in vitro. *Industrial Crops and Product*. 2010, **32**(3), 527-533. DOI: 10.1016/j.indcrop.2010.06.027. ISSN 09266690.
140. SYAM, Netty, Tatik WARDIYATI, Muhammad Dawam MAGHFOER, Eko HANDAYANTO, Bahtiar IBRAHIM a Aminah MUCHDAR. Effect of Accumulator Plants on Growth and Nickel Accumulation of Soybean on Metal-contaminated Soil. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*. 2016, **9**, 13-19. DOI: 10.1016/j.aaspro.2016.02.109. ISSN 22107843.

141. Szurmanová, Z. a kol. *Vyhodnocení a klasifikace kontaminovaných a potencionálně kontaminovaných lokalit na území Ostravy*. Ostrava : AQD-envitest, s.r.o., 2010.
142. TANEE, B. Franklin a Love, A. AKONYE. Effectiveness of *Vigna Unguiculata* as a Phytoremediation Plant in the remediation of Crude Oil polluted soil for Cassava (*Manihot Esculenta*; Crantz) Cultivation. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*. 2010, **13**(1). 43-47. DOI: 10.4314/jasem.v13i1.55263. ISSN 1119-8362.
143. TANG, Ye-Tao, Rong-Liang QIU, Xiao-Wen ZENG, Rong-Rong YING, Fang-Ming YU a Xiao-Yong ZHOU. Lead, zinc, cadmium hyperaccumulation and growth stimulation in *Arabis paniculata* Franch. *Environmental and Experimental Botany*. 2009, **66**(1), 126-134. DOI: 10.1016/j.envexpbot.2008.12.016. ISSN 00988472.
144. TÉCHER, Didier, Claudia MARTINEZ-CHOIS, Philippe LAVAL-GILLY, Sonia HENRY, Amar BENNASROUNE, Marielle D'INNOCENZO a Jairo FALLA. Assessment of *Miscanthus×giganteus* for rhizoremediation of long term PAH contaminated soils. *Applied Soil Ecology*. 2012, **62**, 42-49. DOI: 10.1016/j.apsoil.2012.07.009. ISSN 09291393.
145. TEJKLOVÁ Eva, Oldřich BLAŽEK, Iva SMÝKALOVÁ, Miroslava VRBOVÁ, Martina VĚTROVCOVÁ, Miroslav GRIGA (2007) *In vitro* screening of *Linum usitatissim*. L. varieties for Cd-tolerance and Cd-accumulation. In: COST 859 WG1 and WG3 Workshop – Nutrient biofortif. and exclusion of pollutants in food plants, Sede Boquer, Israel, 2007. **31**.
146. TLUSTOŠ, Pavel., Jiřina SZÁKOVÁ, Jan HRUBÝ, Ivo HARTMAN, Jana NAJMANOVÁ, Jaroslav NEDĚLNÍK, Daniela PAVLÍKOVÁ a M. BATYSTA. Removal of As, Cd, Pb, and Zn from contaminated soil by high biomass producing plants. *Plant, Soil and Environment*. 2011, **52**(9), 413-423. DOI: 10.17221/3460-PSE. ISSN 12141178.
147. UDDIN Nizam, M., M. WAHID-U-ZZAMAN, M. MOKHLESUR RAHMAN a Jang-Eok KIM. Phytoremediation Potential of Kenaf (*Hibiscus cannabinus* L.), Mesta (*Hibiscus sabdariffa* L.), and Jute (*Corchorus capsularis* L.) in Arsenic-contaminated Soil. *Korean Journal of Environmental Agriculture*. 2016, **35**(2), 111-120. DOI: 10.5338/KJEA.2016.35.2.15. ISSN 1225-3537.

- 148.VAN DER ENT, Antony, Alan J. M. BAKER, Roger D. REEVES, A. Joseph POLLARD a Henk SCHAT. Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: Facts and fiction. *Plant and Soil*. 2013, **362**(1-2), 319-334. DOI: 10.1007/s11104-012-1287-3. ISSN 0032-079X.
- 149.VAN NEVEL, Lotte, Jan MERTENS, Koen OORTS a Kris VERHEYEN. Phytoextraction of metals from soils: How far from practice? *Environmental Pollution*. 2007, **150**(1), 34-40. DOI: 10.1016/j.envpol.2007.05.024. ISSN 02697491.
- 150.VRBOVÁ, Miroslava, Pavel KOTRBA, Jiří HORÁČEK, Petr SMÝKAL, Lenka ŠVÁBOVÁ, Martina VĚTROVCOVÁ, Iva SMÝKALOVÁ a Miroslav GRIGA. Enhanced accumulation of cadmium in *Linum usitatissimum* L. plants due to overproduction of metallothionein α -domain as a fusion to β -glucuronidase protein. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture (PCTOC)*. 2013, **112**(3), 321-330. DOI: 10.1007/s11240-012-0239-1. ISSN 0167-6857.
- 151.WANG, Min, Jinhua ZOU, Xuchuan DUAN, Wusheng JIANG a Donghua LIU. Cadmium accumulation and its effects on metal uptake in maize (*Zea mays* L.). *Bioresource Technology*. 2007, **98**(1), 82-88. DOI: 10.1016/j.biortech.2005.11.028. ISSN 09608524.
- 152.WU, Gang, Hubiao KANG, Xiaoyang ZHANG, Hongbo SHAO, Liye CHU a Chengjiang RUAN. A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: Issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities. *Journal of Hazardous Materials*. 2010, **174**(1-3), 1-8. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.09.113. ISSN 03043894.
- 153.XIAO, Guomin a Lijing GAO. First Generation Biodiesel. DOS SANTOS BERNARDES, Marco Aurelio, ed. *Biofuel Production-Recent Developments and Prospects*. InTech, 2011. DOI: 10.5772/22395. ISBN 978-953-307-478-8.
- 154.YADAV, Santosh Kumar, Asha A. JUWARKAR, G. Phani KUMAR, Prashant R. THAWALE, Sanjeev K. SINGH a Tapan CHAKRABARTI. Bioaccumulation and phyto-translocation of arsenic, chromium and zinc by *Jatropha curcas* L: Impact of dairy sludge and biofertilizer. *Bioresource Technology*. 2009, **100**(20), 4616-4622. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.04.062. ISSN 09608524.

155. YANG, X. E., H. B. YE, X. X. LONG, B. HE, Z. L. HE, P. J. STOFFELLA a D. V. CALVERT. Uptake and Accumulation of Cadmium and Zinc by *Sedum Alfredii* Hance at Different Cd/Zn Supply Levels. *Journal of Plant Nutrition*. 2005, **27**(11), 1963-1977. DOI: 10.1081/PLN-200030082. ISSN 0190-4167.
156. YOON, Joonki, Xinde CAO, Qixing ZHOU a Lena Q. MA. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of The Total Environment*. 2006, **368**(2-3), 456-464. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.01.016. ISSN 00489697.
157. ZALESNY, Jill A., Ronald S. ZALESNY, David R. COYLE a Richard B. HALL. Growth and biomass of *Populus* irrigated with landfill leachate. *Forest Ecology and Management*. 2007, **248**(3), 143-152. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.04.045. ISSN 03781127.
158. ZEEB, Barbara A., Jane S. AMPHLETT, Allison RUTTER a Kenneth J. REIMER. Potential for Phytoremediation of Polychlorinated Biphenyl-(PCB)-Contaminated Soil. *International Journal of Phytoremediation*. 2007, **8**(3), 199-221. DOI: 10.1080/15226510600846749. ISSN 1522-6514.
159. ZHANG, Hanzhi, Qingjun GUO, Junxing YANG, et al. Comparison of chelates for enhancing *Ricinus communis* L. phytoremediation of Cd and Pb contaminated soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2016, **133**, 57-62. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2016.05.036. ISSN 01476513.
160. ZHOU, Xiupei, Sheliang WANG, Yonghong LIU, Guoyong HUANG, Shiyuan YAO a Hongqing HU. Coupling phytoremediation efficiency and detoxification to assess the role of P in the Cu tolerant *Ricinus communis* L. *Chemosphere*. 2020, **247**. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.125965. ISSN 00456535.
161. ZHU, Huihui, Liang CHEN, Wei XING, et al. Phytohormones-induced senescence efficiently promotes the transport of cadmium from roots into shoots of plants: A novel strategy for strengthening of phytoremediation. *Journal of Hazardous Materials*. 2020, **388**. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.122080. ISSN 03043894.
162. ZHUANG, Ping, Qing-wei YANG, H. B. WANG a Wen S. SHU. Phytoextraction of Heavy Metals by Eight Plant Species in the Field. *Water, Air, and Soil Pollution*. 2007, **184**(1-4), 235-242. DOI: 10.1007/s11270-007-9412-2. ISSN 0049-6979.

SEZNAM OBRÁZKŮ

| | |
|--|----|
| Obrázek 1: Stavba kořene (Soudek, vlastní zpracování) | 4 |
| Obrázek 2: Distribuce toxických kovů do rostliny (zpracování autor)..... | 5 |
| Obrázek 3: Techniky fytořemediace (Favas. 2014, upravil autor) | 6 |
| Obrázek 4: Účinná fytoextrakce (Peer, 2006; úprava autor) | 11 |
| Obrázek 5: Lokace zájmového území (vlastní zpracování)..... | 20 |
| Obrázek 6: Lokalita z pohledu hydrogeologické dispozice – vztah k vodnímu zdroji Nová Ves (AQD, 2017 vlastní zpracování)..... | 21 |
| Obrázek 7: Umístění hydraulické bariéry v areálu LAHOS (AQD, 2017 vlastní zpracování)..... | 21 |
| Obrázek 8: Letecký snímek z roku 1949 (AQD, 2017, úprava autor)..... | 23 |
| Obrázek 9: Zastavěnost lokality (AQD, 2017, úprava autor) | 24 |
| Obrázek 10: Znázornění hydrologie širokého území (AQD, 2017) | 25 |
| Obrázek 11: Riziko z kontaminace (AQD, 2017, úprava autor) | 26 |
| Obrázek 12: Znázornění mocnosti navážek (AQD, 2017, úprava autor) | 26 |
| Obrázek 13: Mapa rizikových oblastí (AQD, 2017, úprava autor) | 27 |
| Obrázek 14: Mapa rizikových oblastí (AQD, 2017, úprava autor) | 27 |
| Obrázek 15: <i>Cannabis sativa</i> rostoucí v dané lokalitě před „sklizní“ (foto autor). | 28 |
| Obrázek 16: <i>Cannabis sativa</i> – kontrolní měření vzrůstu (foto autor)..... | 29 |
| Obrázek 17: <i>Cannabis sativa</i> – „sklizeň“ a vzorky k testování (foto autor). | 29 |
| Obrázek 18: <i>Cannabis sativa</i> – sušení na vzduchu (foto autor). | 30 |
| Obrázek 19: <i>Cannabis sativa</i> – sušení na vzduchu – detaily po usušení (foto autor). | 31 |
| Obrázek 20: Příslušenství ke tření vzorku v achátové misce (foto autor). | 32 |
| Obrázek 21: Lisování vzorků na lisu Maassen (autor). | 33 |
| Obrázek 22: Katoda | 35 |
| Obrázek 23: VARIAN AA 280FS (foto a úprava autor). | 37 |

| | |
|--|----|
| Obrázek 24: VARIAN AA 280FS (úprava autor). | 38 |
| Obrázek 25: Schema měření systému ICP-MS (úprava autor). | 39 |
| Obrázek 26: Měření na přístroji ICP-MS (autor). | 40 |
| Obrázek 27: Množství Cu ve sledovaných vzorcích (autor). | 41 |
| Obrázek 28: Množství Ni ve sledovaných vzorcích (autor). | 42 |
| Obrázek 29: Množství Zn ve sledovaných vzorcích (autor). | 42 |
| Obrázek 30: Množství As ve sledovaných vzorcích (autor). | 43 |
| Obrázek 31: Množství Cd ve sledovaných vzorcích (autor). | 43 |
| Obrázek 32: Množství Co ve sledovaných vzorcích (autor). | 44 |
| Obrázek 33: Množství Cr ve sledovaných vzorcích (autor). | 44 |
| Obrázek 34: Množství Pb ve sledovaných vzorcích (autor). | 45 |
| Obrázek 35: Rozdíl růstu a vitality rostlin v kontaminované a nekontaminované půdě | 48 |
| Obrázek 36: Výzkumné plochy K1 a K2 (autor) | 50 |
| Obrázek 37: Výzkumná plocha K3 (autor) | 51 |

SEZNAM TABULEK

| | |
|---|----|
| Tabulka 1: Rostliny s fytořemediačními schopnostmi z pohledu výzkumu. | 12 |
| Tabulka 2: Možnosti využití <i>Cannabis sativa</i> ve fytořemediacích z pohledu výzkumu. | 19 |